ISSN 2658-3518

Special Issue

The Eighth Vereshchagin Baikal Conference
Baikal Irkutsk LIN SB RAS
8-14 September 2025

The VIII-th Vereshchagin Baikal Conference

LIMNOLOGY & FRESHWATER BIOLOGY



2025, № 4

> abiotic and biotic water components;
> ecosystem-level studies;
> systematics and aquatic ecology;
> paleolimnology and environmental histories;
> laboratory experiments and modeling

The distribution of biogenic elements in the vertical section of bottom sediments of Lake Kotokel (Eastern Baikal region)

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Leonova G.A.[1], Maltsev A.E.[1]*, Kondratieva L.M.[2], Krivonogov S.K.[1]

[1] V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, prospektAkademika Koptyuga 3, Novosibirsk, 630090, Russia

[2] Institute for Water and Environmental Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, ul. Dikopoltseva 56, Khabarovsk, 680000, Russia

ABSTRACT. Chemical composition of organic-mineral sediments (sapropel) of Lake Kotokel (Eastern Baikal region) based on 14.5 m and 16.5 m long drilling cores and distribution of the major biogenic elements (TOC, H, TN, S) and TP along the depth of bottom sediments have been studied. A reduction type of diagenesis has been established, during which destruction of organic matter occurs. The major role in diagenetic transformations of organic matter belongs to different physiological groups of microorganisms, primarily heterotrophic, ammonifying and sulfate-reducing bacteria. The lightening of the isotopic composition of carbon confirms active microbial processes that change the initial composition of organic matter as a result of its anaerobic decomposition. The weighting of the TN isotopic composition in the upper sediment intervals indicates a rather intense nitrogen cycle and its 'high' loss from organic matter composition, which leads to the growth of $\delta^{15}N$.

Keywords: Organic matter, biogenic elements, early diagenesis, total organic carbon

For citation: Leonova G.A., Maltsev A.E., Kondratieva L.M., Krivonogov S.K. The distribution of biogenic elements in the vertical section of bottom sediments of Lake Kotokel (Eastern Baikal region) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 302-311. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-302

1. Introduction

The direction and intensity of diagenetic transformations of sediment and pore waters are determined by the amount and composition of organic matter. In deep bottom sediments with no oxygen, destruction of organic matter occurs under anaerobic conditions, the most important of which are: denitrification, decomposition of amino acids, sulfate reduction and methane formation.

Intensive studies of diagenetic processes of sediments from seas and oceans, carried out in the 70–90s of the 20th century, and the results obtained made it possible to significantly supplement the idea of a complex group of physical, chemical and microbiological processes that make up the essence of diagenesis. Two types of diagenesis, 'reductive' and 'oxidative', were identified (Geochemistry of diagenesis..., 1980).

Unlike seas and oceans,, the processes of early diagenesis in the sediments of continental water bodies are not actually studied with the exception of deep-water lakes, Onega and Ladoga (Belkina, 2003) and Lake Baikal (Granina, 2008). However, despite the fact that the patterns of early diagenesis of sediments of Lake Baikal have been studied in detail (Namsaraev and Zemskaya, 2000; Pogodaeva et al., 2007), the data obtained are not, in general, applicable to most continental water reservoirs. This is explained by the fact that deep-water Lake Baikal is a developed stage of oxidative diagenesis, similar to that in the oceans (Granina, 2008), while organic-rich sediments of small lakes are characterized by reductive diagenesis (Emerson, 1976; Logvinenko, 1980; Kholodov, 2006; Yudovich and Ketris, 2011).

The lake bottom sediments of long sedimentation age and relatively homogeneous material composition are suitable targets to study geochemical diagenesis (Leonova et al., 2019a; b). Lake Kotokel can be regarded as such an object, being the largest lake in the Baikal region. The lake attracts the attention of Russian and foreign scientists as a reference sequence of the Late Glacial period and Holocene in the south of Eastern Siberia (Bezrukova et al., 2011; Kostrova et al., 2012), since bottom sediments are of more than 16 m thick. This makes Lake Kotokel a promising object to study geochemistry of early diagenesis.

*Corresponding author.
E-mail address: maltsev@igm.nsc.ru (A.E. Maltsev)

Received: April 28, 2025; ***Accepted:*** June 18, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

The purpose of this work is to study distribution of the major biogenic elements and the processes of transformation of organic matter in the stratified sequence of Lake Kotokel during early 'reductive' diagenesis.

2. Materials and methods

Lake Kotokel occupies most of the Kotokel depression, located 2 km from the southeastern coast of Middle Baikal (Fig. 1). The length of the reservoir is 15 km, the average width is 4.6 km, the average depth is 4.0–4.5 m (maximum 14 m), the water area is 70 km^2, the water drainage area is 183 km^2. Lake Kotokel is a low-flow reservoir with slow water exchange; the Istok River flows out from it. According to the low drainage factor (2.6), the lake is qualified as an accumulative water body (Pronin and Ubugunov, 2013).

Lake Kotokel belongs to the productive phytoplankton type of lake ecosystems (Pronin and Ubugunov, 2013). The main producers of autochthonous organic matter (OM) of the lake bottom sediments are various groups of phytoplankton that form low-ash sediments — sapropels of planktonic genesis (planktonogenic sapropel). Lake Kotokel has a high level of development of phytoplankton with predominance of diatoms and cyanobacteria, typical for eutrophic reservoirs (Leonova et al., 2019a).

In September 2012, a well with the depth of 14.5 m was drilled from a pontoon in the central part of Lake Kotokel (N 52.78898°, E 108.12807°). Also in May 2018, Dr. Bezrukova E.V. (Institute of Geochemistry, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Irkutsk) kindly provided a 16.5-meter drilling core for dating and C, N isotope analysis.

Microbiological studies (determination of the number and layer-by-layer distribution of the major physiological groups of microorganisms) were carried out at the Institute of Water and Environmental Problems of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences and at the Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. The standard procedure and its modified versions of sowing samples of bottom sediment suspensions from cores on nutrient agar and counting colonies of aerobic and anaerobic bacteria were used (Namsaraev and Zemskaya, 2000).

Elemental analysis of organic matter (total organic carbon (TOC), H, total nitrogen (TN), S was carried out using an automatic CHNS analyzer at the Institute of Organic Chemistry of the SB RAS. Sulfur forms (total, sulfate and sulfide) in the samples of bottom sediments were determined using a standard method at the Institute of Catalysis, SB RAS. Concentrations of total phosphorus (TP) were determined by ICP-AES, in the Analytical Center for multi-elemental and isotope research IGM SB RAS. In the study of micromorphology and composition of sediments, we used scanning electronic microscopy (SEM) applying various modes of detecting. $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ isotope variations in the prepared samples were measured using the Delta V Advantage mass spectrometer in a continuous helium flow mode (high-purity grade 6.0).

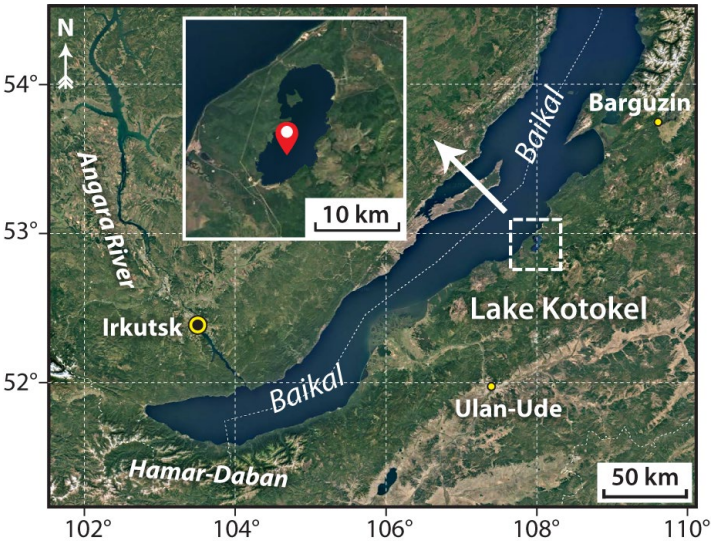


Fig.1. The location map of Lake Kotokel, drilling and sampling sites.

3. Results and discussion

The upper 610-cm interval of sediments is a low-ash sapropel (TOC — 27–32%) with a fine colloidal structure, (Fig. 2) consisting of undecomposed and semi-decomposed organic remains of cyanobacteria and a large number of diatom valves. Below (610–810 cm) there is a darker interlayer ~200 cm thick; it is a high-ash (TOC — 11–19%) carbonate sapropel. According to (Kostrova et al., 2012), plankton was a source of autochthonous organic matter throughout the period of sapropel sedimentation (0–810 cm), where cyanobacteria (Cyanobacteria) formed the basis of organic matter, and diatoms (Bacillariophyta) — biogenic silica of the mineral part of sapropel. The 810–900-cm interval is represented by organic-mineral sediments (TOC — 6–8%). Below (900–1450 cm), there are mineral deposits (TOC — 3–5%).

The distribution of the major biogenic elements (TOC, H, TN, S) along the depth of bottom sediments is given in Fig. 2. The interval of 200–400 cm is characterized by higher contents of H, TN and lower S, TP. The transition between low-ash and high-ash sapropel (595–605 cm) is marked by a sharp increase in TP up to 0.21%. It should be noted that the content of S is rather high (1.87–2.78%) in sapropel, contrast to very low sulfur concentrations in producers of organic matter (> 0.2%). The reason for high S values in sapropel may be the enrichment of sediment with sulfur in the composition of iron sulfides (primarily pyrite), as well as the sulphuration of the organic component of the sediment during diagenesis. According to SEM data, pyrite (framboids and crystals) was detected throughout the entire sediment section.

The reduced compounds begin to dominate with depth: sulfur as the compound of iron sulfides (FeS_2, $FeS{\bullet}nH_2O$), H_2S etc. (Fig. 3). In the upper, less reduced intervals of bottom sediments, where the processes of bacterial sulfate reduction are less intense or less durable than in the deeper sections of the sediment, the predominant form of sulfur is its oxidized compounds: $BaSO_4$, SO_4^{2-}, SO_3^{2-}, $S_4O_6^{2-}$, etc.

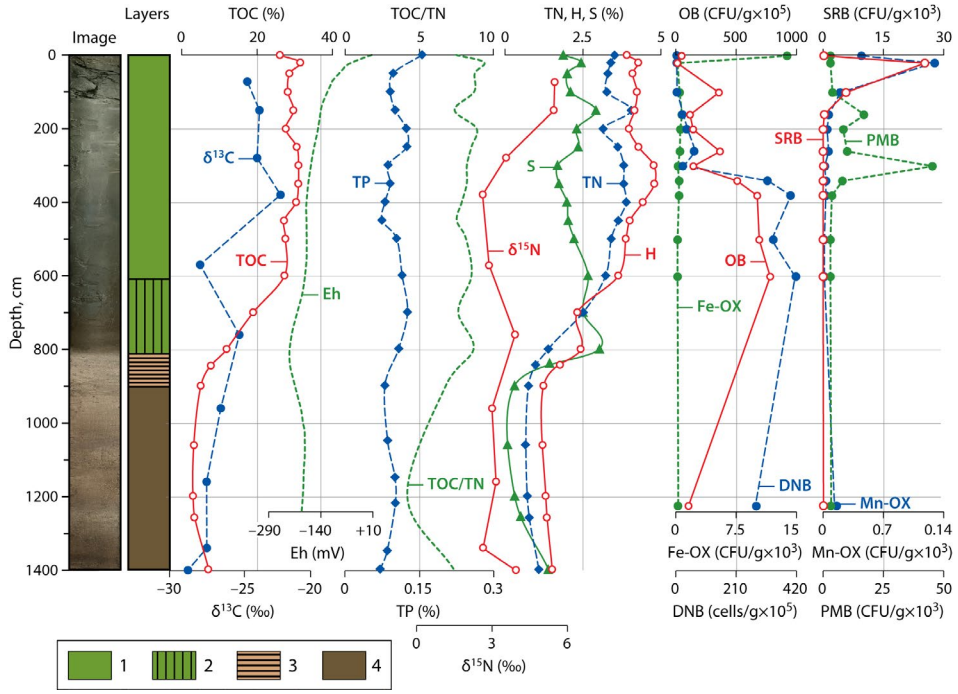


Fig.2. Distribution of Eh, major biogenic elements, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, and physiological groups of microorganisms along the section of bottom sediments. OB — organotrophic bacteria, DNB — denitrifying bacteria, PMB — phosphate-mobilizing bacteria, SRB — sulfate-reducing bacteria, Fe-OX — iron-oxidizing bacteria, Mn-OX — manganese-oxidizing bacteria, CFU — colony forming unit. Stratigraphy: 1. low-ash sapropel; 2. high-ash carbonate sapropel; 3. organic-mineral deposits; 4. mineral sediment.

The ratio of organic carbon to organic nitrogen (TOC/TN) along sediment sections indirectly (due to the uncertainty of the degree of diagenetic transformation of organic matter) confirms the genetic relationship of organic matter of sediments with the initial organic material, either autochthonous — plankton (4.5–10) or allochthonous — surface and semi-submerged vegetation (12–40) (Leonova et al., 2019a). Lake Kotokel is characterized by low TOC/TN values (Fig. 2), which vary along the 8-meter section of planktonogenic sapropel from 7.4 to 9.3 (the average is 8.2), which falls within the range of TOC/TN values for the Baikal phytoplankton (10) (Vykhristyuk, 1980).

As a result of studying of the layer-by-layer distribution of various physiological groups of microorganisms (organotrophic, sulfate-reducing, phosphate-mobilizing, denitrifying, Fe- and Mn-oxidizing) along the sections of lake deposits, it was found that their number increases along the depth of sediments, where the affected labile components of organic matter decompose (Fig. 2).

The greatest abundance of organotrophic bacteria (OB), using a wide range of organic compounds as sources of energy and carbon, was found at the lower intervals of the sediments. The maximum number of denitrifying bacteria (DNB) involved in the decomposition of protein and other organic nitrogen compounds with the formation of ammonia, was also found there. At the middle sapropel intervals (160–345 cm), we observed a relatively high number of phosphate-mobilizing bacteria (PMB) which are involved in the mineralization of phosphorus being a part of organic substances. Here, the amount of PMB is 5.3–45 CFU[1]/g × 10^3, while the minimum amount of this group of microorganisms is observed in the uppermost and

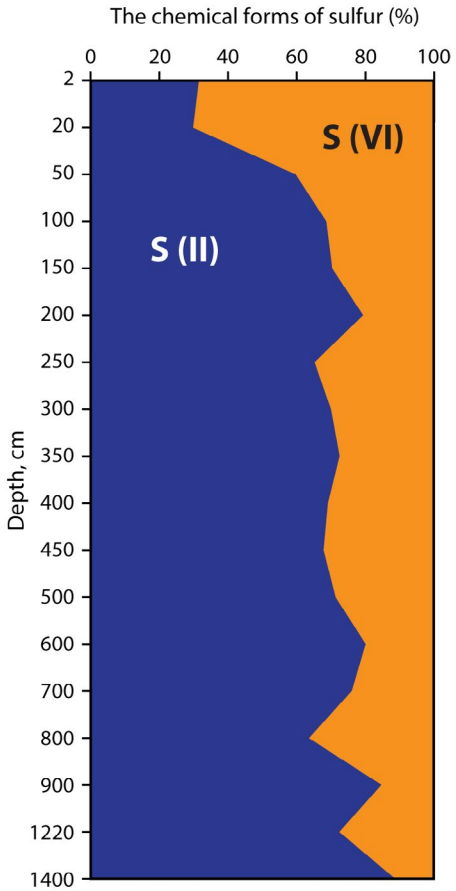


Fig.3. Distribution (%) of sulfur forms along the section of bottom sediments.

[1] Colony forming unit

lowest intervals of bottom sediments — 0.05–0.9 and 0.3–0.6 CFU/g × 10^3, respectively. The character of PMB distribution along the depth of the section seems to depend on the redox conditions of the environment and the degree of availability of mineral phosphorus compounds.

In the distribution of sulfate-reducing bacteria (SRB), there is an increase in their number with depth (in the upper 100 cm of the core), which may indicate an increase in the degree of decomposition of organic matter with depth, since these microorganisms are able to use only organic matter of low molecular weight (Trudinger et al., 1972), which has undergone preliminary degradation of complex organic molecules by other groups of microorganisms (for example, organotrophs) (Ivanov and Karavayko, 2004). This means that the input of poorly decomposed organic matter into sediments, under anaerobic conditions, does not favor the development of SRB, which requires deeper preliminary mineralization (decomposition) of organic matter. All these determine a rather low number of SRB (with the exception of the interval of 20–25 cm), and, as the result, low intensity of bacterial sulfate reduction.

A group of iron-oxidizing (Fe-OX) and manganese-oxidizing (Mn-OX) bacteria in freshwater reservoirs is involved in the oxidation of Fe (II) to Fe (III) and Mn (II) to Mn (IV) with the participation of oxygen (Granina, 2008; Yudovich and Ketris, 2014). Iron-oxidizing and manganese-oxidizing microorganisms actively develop only in the uppermost intervals of bottom sediments, where their maximum number is up to 14825 and 1320 CFU/g of sediment, respectively. The main factors affecting the abundance and distribution of Fe-OX and Mn-OX bacteria are, first of all, the redox conditions of the environment, as well as the content of organic matter and the presence of dissolved forms of Fe and Mn in pore waters.

Changes in the isotopic composition of carbon and nitrogen (Fig. 2) indicate the degree of transformation of organic matter of the sediment by microorganisms during diagenesis. We found the lightening of $\delta^{13}C$ from –22.15‰ to –28.77‰ along the depth of the section of bottom sediments. The lightening of the isotopic composition of carbon is a consequence of isotopic fractionation that results from the action of sulfate-reducing microorganisms (Yudovich and Ketris, 2010), with their main waste products being carbon dioxide and methane with light $\delta^{13}C$. Therefore, the lightening of the isotopic composition of carbon confirms active microbial processes in bottom sediments changing the original composition of organic matter due to its anaerobic decomposition. The weighting of the total nitrogen isotopic composition in the upper sediment intervals indicates a rather intense nitrogen cycle and its 'high' loss from organic matter composition (Robinson, 2001), which leads to the growth of $\delta^{15}N$.

Thus, a comparison of the number of different groups of microorganisms and characteristicsof change in the isotopic composition of $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ revealed the following: the processes of nitrogen circulation, as well as carbon in bottom sediments of Lake Kotokel are more active than those of sulfur, generally typical for most freshwater reservoirs (Granina, 2008; Yudovich and Ketris, 2011).

4. Conclusion

The upper 8 m of the sedimentary sequence in Lake Kotokel consists of planktonogenic sapropel, characterized by low TOC/TN ratios (7.4–9.3), indicative of a predominantly autochthonous origin of organic matter. Cyanobacteria were identified as the primary sources of autochthonous organic matter throughout the entire period of sapropel formation (0–810 cm). An increase in reduced sulfur species S (II) was observed with depth in the sediment core. The abundance of various physiological groups of microorganisms also increased with depth, where microbial activity facilitates the degradation of labile organic matter components. The elevated abundance of sulfate-reducing bacteria (SRB) within the 25–105 cm interval suggests enhanced organic matter degradation at greater depths, as these microorganisms utilize only low-molecular-weight organic compounds derived from the preliminary breakdown of complex organic molecules. Shifts in isotopic composition, specifically, the depletion of $\delta^{13}C$ and enrichment of $\delta^{15}N$, confirm active microbial processes that alter the original organic matter through anaerobic decomposition during early diagenesis. These findings collectively highlight the critical role of microbial activity in transforming organic matter under anaerobic conditions within the sedimentary environment of Lake Kotokel.

Acknowledgements

This research was supported by the Russian Foundation of Basic Research (RFBR) within the framework of State Projects № 11-05-00655 A and № 18-35-00072. Analytical studies were carried out in the Analytical Center for multi-elemental and isotope research IGM SB RAS under the State Project № 122041400193-7.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

Belkina N.A. 2003. Changes in the processes of redox diagenesis of bottom sediments in lakes Ladoga and Onega under the effect of anthropogenic factors. PhD Thesis, IOZ RAN, St. Petersburg, Russia. (in Russian)

Bezrukova E.V., Tarasov P.E., Kulagina N.V. et al. 2011. Palynological study of Lake Kotokel bottom sediments (Lake Baikal region). Russian Geology and Geophysics 52(4): 458–465. DOI: 10.1016/j.rgg.2011.03.008

Emerson S. 1976. Early diagenesis in anaerobic lake sediments: chemical equilibria in interstitial waters. Geochimica et Cosmochimica Acta 40 (8): 925–934. DOI: 10.1016/0016-7037(76)90141-1

Geochemistry of diagenesis of Pacific sediments (Transoceanic Profile). 1980. In: Ostroumov E.A. (Ed.). Moscow: Nauka. (in Russian)

Granina L.Z. 2008. Early diagenesis of bottom sediments in Lake Baikal. Novosibirsk: Academic Publishing House 'Geo'. (in Russin)

Ivanov M.V., Karavayko G.I. 2004. Geological microbiology. Microbiology 73(5): 493–508. DOI: 10.1023/B:MICI.0000044241.17848.38

Kholodov V.N. 2006. Geochemistry of sedimentary process. Moscow: GEOS. (in Russian)

Kostrova S.S., Meyer H., Chapligin B. et al. 2012. Holocene oxygen isotope record of diatoms from Lake Kotokel (southern Siberia, Russia) and its palaeoclimatic implications. Quaternary International 290/291: 21–34.

Leonova G.A., Maltsev A.E., Bobrov V.A. et al. 2019. Methodological approach to the identification of the sources and genesis of buried organic matter in the Holocene sections of lake sapropels (Southern West Siberia and Eastern Baikal Area). Russian Geology and Geophysics 60 (11): 1278–1299. DOI: 10.15372/GiG2019116

Leonova G.A., Maltsev A.E., Melenevsky V.N. et al. 2019. Diagenetic transformation of organic matter in sapropel sediments of small lakes (southern West Siberia and eastern Transbaikalia). Quaternary International 524: 40–47. DOI: 10.1016/j.gsf.2022.101518

Logvinenko N.V. 1980. Marine geology. Leningrad: Nedra. (in Russian)

Namsaraev B.B., Zemskaya T.I. 2000. Microbial processes of carbon circulation in bottom sediments of Lake Baikal. Novosibirsk: Publ. House 'GEO'. (in Russian)

Pogodaeva T.V., Zemskaya T.I., Golobokova L.P. et al. 2007. Chemical composition of pore waters of bottom sediments in different Baikal basins. Russian Geology and Geophysics 48 (11): 886–900. DOI: 10.1016/j.rgg.2007.02.012

Pronin N.M., Ubugunov L.L. 2013. Lake Kotokel: natural conditions, biota, ecology. Ulan-Ude: Publ. House. (in Russian)

Robinson D. 2001. $\delta^{15}N$ as an integrator of the nitrogen cycle. Trends In Ecology & Evolution 16: 153–162. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)02098-X

Trudinger P.A., Lambert I.B., Skyring G.W. 1972. Biogenic sulfide ores: a feasibility study. Economic Geology 67 (8): 1114–1127. DOI: 10.2113/gsecongeo.67.8.1114

Yudovich Ya.E., Ketris M.P. 2010. Relationships of carbon isotopes in the sedimentary shell and biosphere: four scenarios. Biosphere 2(2): 231–246.

Yudovich Ya.E., Ketris M.P. 2011. Geochemical indicators of lithogenesis (lithological geochemistry) Syktyvkar: GEOPRINT. (in Russian)

Yudovich Ya.E., Ketris M.P. 2014. Geochemistry of manganese. Syktyvkar: GEOPRINT. (in Russian)

Vykhristyuk L.A. 1980. Organic matter of bottom sediments of Lake Baikal. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Оригинальная статья

Распределение биогенных элементов по глубине разреза донных отложений оз. Котокель (Восточное Прибайкалье)

Леонова Г.А.[1], Мальцев А.Е.[1]*, Кондратьева Л.М.[2], Кривоногов С.К.[1]

[1] *Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, проспект Академика Коптюга, 3, Новосибирск, 630090, Россия*
[2] *Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, ул. Дикопольцева, 56, Хабаровск, 680000, Россия*

АННОТАЦИЯ. Изучен химический состав органоминеральных донных отложений (сапропель) оз. Котокель (Восточное Прибайкалье) по данным длинных кернов бурения 14.5 и 16.5 м. Исследовано распределение основных биогенных элементов (C, H, N, S) и P по глубине донных отложений. Выявлен восстановительный тип диагенеза, при котором происходит деструкция органического вещества (ОВ). Основная роль в диагенетических преобразованиях ОВ принадлежит различным физиологическим группам микроорганизмов, в первую очередь гетеротрофным, аммонифицирующим и сульфатредуцирующим бактериям. Облегчение изотопного состава углерода подтверждает активные микробные процессы, изменяющие исходный состав органического вещества в результате его анаэробного разложения. Утяжеление изотопного состава N в верхних интервалах отложений свидетельствует о достаточно интенсивном круговороте азота и его «высокой» потере из состава ОВ, что приводит к росту $\delta^{15}N$.

Ключевые слова: Органическое вещество, биогенные элементы, ранний диагенез, органический углерод

Для цитирования: Леонова Г.А., Мальцев А.Е., Кондратьева Л.М., Кривоногов С.К. Распределение биогенных элементов по глубине разреза донных отложений оз. Котокель (Восточное Прибайкалье) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 302-311. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-302

1. Введение

Направление и интенсивность диагенетических преобразований осадков и поровых вод определяются количеством и составом органического вещества. По глубине донных отложений в процессе диагенеза в анаэробных условиях протекают процессы деструкции органического вещества, важнейшими из которых являются: денитрификация, разложение аминокислот, сульфатредукция и образование метана.

Интенсивные исследования диагенетических процессов осадков морей и океанов, проведенные в 70–90 гг. XX в., и полученные при этом результаты позволили существенно дополнить представления о сложном комплексе физических, химических и микробиологических процессов, составляющих сущность диагенеза. Благодаря этим исследованиям установлено два типа диагенеза: восстановительный и окислительный (Геохимия диагенеза…, 1980).

В отличие от морей и океанов в континентальных водоемах процессы раннего диагенеза осадков практически не изучены, за исключением глубоководных озер Онежского и Ладожского (Белкина, 2003), Байкала (Гранина, 2008). Однако несмотря на то, что закономерности раннего диагенеза осадков оз. Байкал исследованы детально (Намсараев и Земская, 2000; Погодаева и др., 2007), полученные данные в целом не применимы к большинству континентальных водоемов. Это объясняется тем, что особенностью глубоководного озера Байкал является развитая стадия окислительного диагенеза, сходная с таковой в океанах (Гранина, 2008), а для богатых органическим веществом осадков малых озер характерен восстановительный диагенез (Логвиненко, 1980; Холодов, 2006; Юдович и Кетрис, 2011; Emerson, 1976).

Подходящими объектами для геохимических исследований раннего диагенеза являются донные отложения озер, имеющие большие мощности, длительный возраст осадконакопления и относительно однородный вещественный состав (Леонова и др., 2019; Leonova et al., 2019). Таким объектом является оз. Котокель — одно из крупнейших по площади озеро в Прибайкалье. Водоем привлекает

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: maltsev@igm.nsc.ru (А.Е. Мальцев)

Поступила: 28 апреля 2025; ***Принята:*** 18 июня 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

внимание российских и иностранных ученых, как опорный разрез позднеледниковья и голоцена юга Восточной Сибири (Безрукова и др., 2011; Kostrova et al., 2012), т.к. его донные отложения имеют мощность более 16 м. Это делает оз. Котокель перспективным объектом для изучения геохимии раннего диагенеза.

Целью данной работы является изучение распределения основных биогенных элементов и процессов трансформации органического вещества в стратифицированном разрезе оз. Котокель в раннем восстановительном диагенезе.

2. Материалы и методы

Оз. Котокель занимает большую часть Котокельской впадины, расположенной на юго-восточном побережье Байкала в 2 км от него (Рис. 1). Длина водоема составляет 15 км, средняя ширина — 4.6 км, средняя глубина — 4.0–4.5 м (максимальная 14 м), площадь акватории — 70 км^2, площадь водосбора — 183 км^2. Оз. Котокель является слабопроточным водоемом с замедленным водообменном, из него вытекает река Исток. По низкому показателю удельного водосбора (2.6) оз. Котокель относится к аккумулятивным озерам (Озеро…, 2013).

Согласно (Озеро…, 2013), оз. Котокель относится к продукционно-фитопланктонному типу озерных экосистем. Основным продуцентом автохтонного органического вещества донных отложений озера являются различные группы фитопланктона, которые формируют низкозольные осадки — сапропели планктонного генезиса (планктоногенный сапропель). Оз. Котокель имеет высокий уровень развития фитопланктона с преобладанием диатомово-цианобактериального комплекса водорослей, характерного для водоемов эвтрофного типа (Леонова и др., 2019).

В сентябре 2012 г. в центральной части оз. Котокель (52°79′50″ с. ш., 108°13′39″ в. д.) с понтонной установки пробурена скважина глубиной 14.5 м. Также в мае 2018 г. д.г.н. Безруковой Е.В. (Институт геохимии СО РАН, Иркутск) нам любезно был передан 16.5-метровый керн бурения для проведения датирования и изотопного анализа C, N.

Микробиологические исследования (определение численности и послойное распределение по разрезам основных физиологических групп микроорганизмов) проведены в Институте водных и экологических проблем ДВО РАН и в Лимнологическом институте СО РАН. Использована стандартная методика и ее модифицированные версии посева проб суспензий донных отложений из кернов на агаризованные питательные среды и подсчет колоний аэробных и анаэробных бактерий (Намсараев и Земская, 2000).

Элементный анализ органического вещества (C, H, N, S) выполнен на автоматическом CHNS-анализаторе в Институте органической химии СО РАН. Формы серы (общая, сульфатная и сульфидная) в образцах донных отложений определены в Институте катализа СО РАН. Сканирующую электронную микроскопию (СЭМ) применяли для изучения микроморфологии и вещественного состава осадков с использованием сканирующего электронного микроскопа TESCAN MIRA 3 LMU в ЦКП МИИ СО РАН, используя различные режимы детектирования. Измерение вариаций изотопов $\delta^{13}C$ и $\delta^{15}N$ в подготовленных образцах выполняли на масс-спектрометре *Delta V Advantage* в режиме непрерывного потока гелия (высокой чистоты марки 6.0).



Рис.1. Карта-схема расположения оз. Котокель, точка бурения и отбора проб.

3. Результаты и обсуждения

Верхний 610-см интервал донных отложений представляет собой тонкоструктурный коллоидальный, низкозольный ($C_{орг}$ — 27–32%) сапропель (Рис. 2), вещество которого состоит из неразложившихся и полуразложившихся органических остатков цианобактерий (Cyanobacteria) и большого количества створок диатомовых водорослей. Ниже (610–810 см) залегает более темный прослой мощностью ~200 см, который представляет собой высокозольный ($C_{орг}$ — 11–19%) карбонатный сапропель. Согласно (Kostrova et al., 2012) планктон являлся источником автохтонного органического вещества на протяжении всего периода формирования сапропелевых отложений (0–810 см), где цианобактерии (Cyanobacteria) создают основу органического вещества, а диатомовые водоросли (Bacillariophyta) — биогенный кремнезем минеральной части сапропеля. Интервал 810–900 см представлен органоминеральными осадками ($C_{орг}$ — 6–8%), а ниже (900–1450 см) залегают минеральные отложения ($C_{орг}$ — 3–5%).

Распределение основных биогенных элементов (C, H, N, S) по глубине донных отложений представлено на Рис. 2. Интервал 200–400 см характеризуется более высокими содержаниями H, N и более низкими S, P. Участок перехода между низкозольным и высокозольным сапропелем (595–605 см) маркируется резким увеличением P до 0.21%. Стоит отметить довольно высокие содержания S (1.87–2.78%) в сапропеле на фоне очень низких концентраций серы в продуцентах ОВ (> 0.2%).

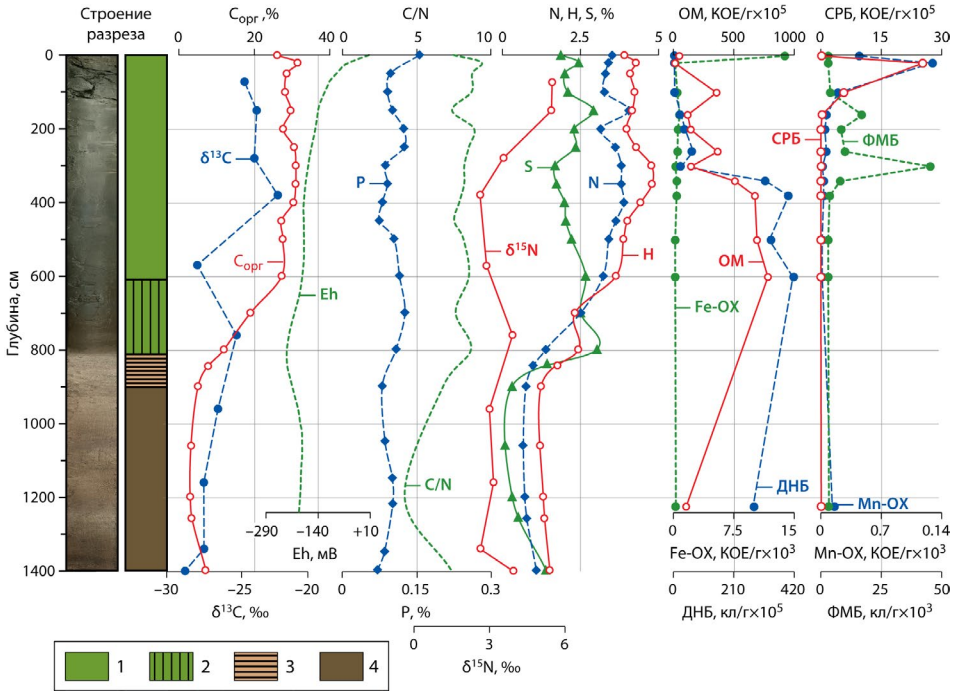


Рис.2. Распределение по разрезу Eh, основных биогенных элементов, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ и различных физиологических групп микроорганизмов. ОМ — органотрофные микроорганизмы, СРБ — сульфатредуцирующие бактерии, Fe-ОХ — железоокисляющие, Mn-ОХ — марганецокисляющие микроорганизмы, ДНБ — денитрификаторы, ФМБ — фосфатмобилизирующие бактерии, КОЕ/г — колониеобразующие единицы на грамм, кл/г — клеток на грамм. Строение разреза: 1. низкозольный сапропель; 2. высокозольный, карбонатный сапропель; 3. органо-минеральные отложения; 4. минеральный осадок.

Причиной высоких концентраций S в сапропеле может быть обогащение серой осадка в составе сульфидов железа (прежде всего пирита), а также осерение органической компоненты осадка в диагенезе. По данным СЭМ пирит (в виде фрамбоидов и отдельных кристаллов) был обнаружен по всему разрезу донных отложений.

С глубиной начинают доминировать восстановленные соединения серы: в составе сульфидов железа (FeS_2, $FeS{\bullet}nH_2O$), H_2S и т.д. (Рис. 3). В верхних, менее восстановленных интервалах донных отложений, там, где процессы бактериальной сульфатредукции менее интенсивны или менее продолжительны по времени, чем в более глубоких участках осадка, преобладающей формой серы являются ее окисленные формы: $BaSO_4$, SO_4^{2-}, SO_3^{2-}, $S_4O_6^{2-}$ и т.д.

Отношение органического углерода к органическому азоту (C/N) по разрезу донных отложений косвенно (из-за неопределенности степени диагенетической трансформации ОВ) подтверждает генетическую связь ОВ осадков с исходным органическим материалом либо автохтонным — планктоном (4.5–10), либо аллохтонным — наземной и полупогруженной растительностью (12–40) (Леонова и др., 2019). Оз. Котокель характеризуется низкими значениями отношения C/N (Рис. 2), которые изменяются по 8-метровому разрезу планктоногенного сапропеля от 7.4 до 9.3 (среднее по разрезу — 8.2), что попадает в интервал значений C/N для байкальского фитопланктона (10) (Выхристюк, 1980).

В результате изучения послойного распределения различных физиологических групп микроорганизмов (органотрофных, сульфатредуцирую-

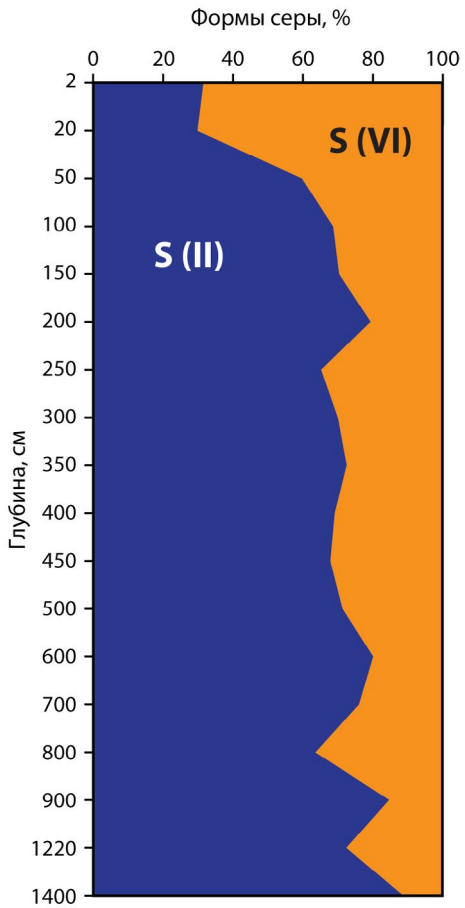


Рис.3. Распределение форм серы (%) по разрезу донных отложений.

щих, фосфатмобилизующих, денитрифицирующих, железо- и марганецокисляющих) по разрезу озерных отложений установлено, что их численность возрастает по глубине осадков, где при участии микроорганизмов происходит деструкция лабильных компонентов органического вещества (Рис. 2).

Самая высокая численность органотрофных бактерий (ОБ), использующих в качестве источников энергии и углерода широкий спектр органических соединений, отмечена в нижних интервалах донных отложений. Здесь же установлена максимальная численность денитрифицирующих бактерий (ДНБ), участвующих в процессах разложения белка и других органических соединений азота с образованием аммиака. В средних интервалах сапропеля (160–345 см) отмечается относительно высокая численность фосфатмобилизирующих бактерий (ФМБ), которые участвуют в минерализации фосфора, входящего в состав органических веществ. Здесь численность ФМБ составляет 5.3–45 КОЕ[1]/г $\times 10^3$, минимальная же численность данной группы микроорганизмов наблюдается в самых верхних и нижних интервалах донных отложений — 0.05–0.9 и 0.3–0.6 КОЕ/г $\times 10^3$ соответственно. По-видимому, характер распределения ФМБ по глубине разреза зависит от окислительно-восстановительных условий среды и степени доступности минеральных соединений фосфора.

Максимальная численность (5.7–25.3 КОЕ/г $\times 10^3$) сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) наблюдается в интервале 25–105 см, что может свидетельствовать об увеличении степени деструкции ОВ с глубиной, так как СРБ способны использовать только низкомолекулярное органическое вещество (Trudinger et al., 1972), прошедшее предварительную деградацию сложных органических молекул другими группами микроорганизмов, например, органотрофными бактериями (Иванов и Каравайко, 2004). Это означает, что слабо разложенное ОВ в верхних 20-см осадка не благоприятствует развитию СРБ, которые требуют более глубокой предварительной минерализации (деструкции) органического вещества. В целом, для сапропеля характерна довольно низкая численность СРБ, и, как следствие, невысокая интенсивность бактериальной сульфатредукции.

Группа железоокисляющих (Fe-ОХ) и марганецокисляющих бактерий (Mn-ОХ) в пресноводных водоемах участвует в процессах окислении Fe (II) до Fe (III) и Mn (II) до Mn (IV) при участии кислорода (Гранина, 2008; Юдович и Кетрис, 2014). Железоокисляющие и марганецокисляющие микроорганизмы активно развиваются только в самых верхних интервалах донных отложений, где их максимальная численность составляет до 14825 и 1320 КОЕ/г осадка соответственно. Основными факторами, влияющими на численность и распределение Fe-ОХ и Mn-ОХ бактерий, являются, прежде всего, окислительно-восстановительные условия среды, а также содержание органического вещества и наличие растворенных форм Fe и Mn в поровых водах.

О степени преобразования органического вещества осадка микроорганизмами в процессе диагенеза свидетельствует изменение изотопного состава углерода и азота (Рис. 2). Установлено облегчение $\delta^{13}C$ по глубине разреза донных отложений с –22.15‰ до –28.77‰. Облегчение изотопного состава углерода является следствием изотопного фракционирования в результате деятельности микроорганизмов-редуцентов (Юдович и Кетрис, 2010), основными продуктами жизнедеятельности которых является углекислый газ и метан с легким $\delta^{13}C$. Следовательно, облегчение изотопного состава углерода подтверждает активные микробные процессы в донных отложениях, изменяющие исходный состав органического вещества в результате его анаэробного разложения. Утяжеление изотопного состава азота, согласно (Robinson, 2001), верхних интервалов донных отложений свидетельствует о довольно интенсивном круговороте азота и его «высокой» потери из состава ОВ, что приводит к росту $\delta^{15}N$.

Таким образом, сравнение численности различных групп микроорганизмов и характера изменения изотопного состава $\delta^{13}C$ и $\delta^{15}N$ выявили следующее: процессы круговорота азота, а также углерода, в донных отложениях оз. Котокель проходят более активно, чем серы, что в целом характерно для большинства пресноводных водоемов (Гранина, 2008; Юдович и Кетрис, 2011).

4. Заключение

Верхние 8 м осадочной толщи оз. Котокель представлены плантоногенным сапропелем, который характеризуется небольшими значениями отношения C/N (7.4–9.3), что маркирует автохтонную компоненту в составе органического вещества (фитопланктон, бактерии). Cyanobacteria являются основным источником автохтонного органического вещества на протяжении всего периода формирования сапропелевых отложений (0–810 см). Отмечается рост восстановленных форм серы S (II) по глубине донных отложений. Численность различных физиологических групп микроорганизмов также возрастает с глубиной, где при их участии происходит деструкция лабильных компонентов ОВ. Увеличение численности сульфатредуцирующих бактерий в интервале 25–105 см свидетельствует о росте степени деструкции органического вещества, т.к. данные микроорганизмы способны использовать только низкомолекулярное ОВ, прошедшее предварительную деградацию сложных органических молекул. Изменение изотопного состава $\delta^{13}C$ (облегчение) и $\delta^{15}N$ (утяжеление) подтверждает активные микробные процессы, изменяющие исходный состав органического вещества в результате его анаэробного разложения в процессе раннего диагенеза.

[1] Колониеобразующая единица

Благодарности

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научных проектов № 11-05-00655 А и № 18-35-00072 мол_а. Работа выполнена по государственному заданию Института геологии и минералогии СО РАН (проект № 122041400193-7) в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Безрукова Е.В., Тарасов П.Е., Кулагина Н.В. и др. 2011. Палинологическое исследование донных отложений озера Котокель: (район озера Байкал). Геология и геофизика 52(4): 586–595.

Белкина Н.А. 2003. Изменение процессов окислительно-восстановительного диагенеза донных отложений Онежского и Ладожского озер под воздействием антропогенных факторов: автореф. дис. канд. геогр. наук, Санкт-Петербург, Россия.

Выхристюк Л.А. 1980. Органическое вещество донных осадков Байкала. Новосибирск: Наука.

Геохимия диагенеза осадков Тихого океана (трансокеанский профиль). 1980. В: Остроумов Э.А. (ред.). Москва: Наука.

Гранина Л.З. 2008. Ранний диагенез донных осадков озера Байкал. Новосибирск: Академическое изд-во «Гео».

Иванов М.В., Каравайко Г.И. 2004. Геологическая микробиология. Микробиология 73 (5): 581–597.

Леонова Г.А., Копотева Т.А., Меленевский В.Н. и др. 2019. Методический подход к выявлению источников и генезиса захороненного органического вещества в голоценовых разрезах озерных сапропелей (юг Западной Сибири И Восточное Прибайкалье). Геология и геофизика 60(11): 1602–1626.

Логвиненко Н.В. 1980. Морская геология. Ленинград: Недра.

Намсараев Б.Б., Земская Т.И. 2000. Микробиологические процессы круговорота углерода в донных осадках озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО РАН филиал «Гео.

Озеро Котокельское: природные условия, биота, экология. 2013. В: Пронин Н.М., Убугунов Л.Л. (Отв. ред.). Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН.

Погодаева Т.В., Земская Т.И., Голобокова Л.П. и др. 2007. Особенности химического состава поровых вод донных отложений различных районов озера Байкал. Геология и геофизика 48 (11): 1144–1160.

Холодов В.Н. 2006. Геохимия осадочного процесса. Москва: ГЕОС.

Юдович Я.Э., Кетрис М.П. 2010. Соотношения изотопов углерода в стратисфере и биосфере: четыре сценария. Биосфера 2 (2): 231–246.

Юдович Я.Э., Кетрис М.П. 2011. Геохимические индикаторы литогенеза (литологическая геохимия). Сыктывкар: Геопринт.

Юдович Я.Э., Кетрис М.П. 2014. Геохимия марганца. Сыктывкар: Геопринт.

Emerson S. 1976. Early diagenesis in anaerobic lake sediments: chemical equilibria in interstitial waters. Geochimica et Cosmochimica Acta 40 (8): 925–934.

Kostrova S.S., Meyer H., Chapligin B. et al. 2012. Holocene oxygen isotope record of diatoms from Lake Kotokel (southern Siberia, Russia) and its palaeoclimatic implications. Quaternary International 290/291: 21–34.

Leonova G.A., Maltsev A.E., Melenevsky V.N. et al. 2019. Diagenetic transformation of organic matter in sapropel sediments of small lakes (southern West Siberia and eastern Transbaikalia). Quaternary International 524: 40–47.

Robinson D. 2001. $\delta^{15}N$ as an integrator of the nitrogen cycle. Trends in Ecology & Evolution 16: 153–162. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)02098-X

Trudinger P.A., Lambert I.B., Skyring G.W. 1972. Biogenic sulfide ores: a feasibility study. Economic Geology 67(8): 1114–1127.

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Features of the ichthyofauna of freshwater bodies in 22 river basins of the northeastern Fennoscandia (Barents and White Sea basins, 1972-2024 studies)

Zubova E.M.[1]*, Kashulin N.A.[1], Terentyev P.M.[1], Ivanchenko R.O.[1], Melekhin A.V.[2]

[1] *Institute of Industrial Ecology of the North, Kola Scientific Center, Russian Academy of Sciences, Akademgorodok, 14a, Apatity, Murmansk region, 184209, Russia*
[2] *Polar-Alpine Botanical Garden-Institute of N.A. Avrorin, Kola Scientific Center, Russian Academy of Sciences, Akademgorodok, 18a, Apatity, Murmansk region, 184209, Russia*

ABSTRACT. The data on the distribution of fish species in 128 different types of freshwater bodies of northeastern Fennoscandia (Murmansk region, northern Karelia, northeastern Finland and Norway) (hereinafter referred NEF), belonging to 22 river basins (Barents and White Sea basins) for the time period from 1972 to 2024 are summarized. The factors determining the presence/ absence of fish species were analyzed. The trends of changes in the structure of fish communities of freshwater bodies under conditions of environmental changes were studied. The data are presented on the distribution and biological characteristics of the European whitefish *Coregonus lavaretus*, which remains a widespread species in various freshwater bodies of the NEF and often forms the "core" of their ichthyocenoses. In total, 20 species of fish live in the freshwater bodies of the study area, of which 16 are native and 4 are introduced. The basis of the native ichthyofauna of water bodies is the cold-water adapted group of fish. The number of fish species in a water bodies varies from 1 to 18. The distribution of fish species is determined by a number of factors, including geography, catchment area size, and water body morphometry. The number of species in the basins of medium-sized rivers of the Murmansk region increases in the direction from northwest to southeast due to taxa of higher rank (families and genera). The large and deep-water lakes and lake reservoirs of the White Sea basin are home to virtually the entire spectrum of species in this study area. The most common fish species are the Eurasian minnow, nine-spined stickleback, northern pike, burbot, European perch and European whitefish. It was established that in the studied water bodies the European whitefish is represented by various sympatric ecological morphs. The studied morphs of whitefish in the water bodies of 8 river basins of the NEF differ not only in the structure of the branchial apparatus and nutrition, but also in the age, growth and maturation of the fish. Differences in the structure of whitefish populations are observed both between water bodies of different river basins and within the basins of these rivers. In the studied water bodies of the NEF, a general tendency of transition of whitefish-salmon water bodies to whitefish-perch or whitefish-smelt water bodies is observed. These successional processes are associated with changes in fish habitat conditions under the influence of global and regional factors: climate change, hydropower, anthropogenic pollution, eutrophication, and invasive species.

Keywords: ichthyofauna, European whitefish *Coregonus lavaretus*, biological characteristics, successions, freshwater bodies, Fennoscandia

For citation: Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M., Ivanchenko R.O., Melekhin A.V. Features of the ichthyofauna of freshwater bodies in 22 river basins of the northeastern Fennoscandia (Barents and White Sea basins, 1972-2024 studies) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 312-361. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-312

1. Introduction

Despite long-term and numerous ichthyological studies of the water bodies of the NEF, which began in the 20s of the XX century (Yakovlev and Kashulin, 2012), at present there is no clear idea of the distribution of species, factors and mechanisms of the structure of fish communities formation in the numerous and diverse water bodies of this Arctic region. The situation is aggravated by rapid restructuring of freshwater eco-

*Corresponding author.
E-mail address: seelewolf84@yandex.ru (E.M. Zubova)

Received: March 07, 2025; ***Accepted:*** June 16, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

systems under the influence of both global and regional factors (Moiseenko and Yakovlev, 1990; Moiseenko, 1991; 2000; 2002; Nost et al., 1991; 1997; Moiseenko et al., 1994; Amundsen et al., 1997; 1999; Kashulin et al., 1999; 2005; 2007; 2009a; 2010; Sharova and Lukin, 2000; Kashulin, 2004; Terentyev, 2005; Lukin et al., 2006, Reshetnikov et al., 2011; 2020; Terentyev and Kashulin, 2012; Zubova et al., 2015; 2016; 2018; 2019; 2020b; c; Ylikörkkö et al., 2015; Terentyev et al., 2017; 2019; Denisov et al., 2020; Zubova et al., 2020a and others). Fishes, occupying the upper trophic levels, integrate all these changes (Moiseenko, 1991; Kashulin, 1994; 2000; 2004; Kashulin et al., 1999; 2006; Reshetnikov et al., 1999; Denisov et al., 2009; Ylikörkkö et al., 2015). Due to their biological characteristics, fish are convenient objects for studying the processes of transformation of water bodies, which makes it possible to establish the adverse effects of the entire complex of various impacts, including the impact on other components of the aquatic ecosystem (Moiseenko, 1991; Kashulin, 1994; 2000; 2004; Kashulin et al., 1999; 2006; Reshetnikov et al., 1999; Denisov et al., 2009; Ylikörkkö et al., 2015).

The ichthyofauna of the NEF's freshwater bodies is represented by a relatively small number of species, compensated by the diversity of their ecological morphs. This allows populations to make the most of available resources and ensures the sustainability of Arctic freshwater ecosystems as a whole (Reshetnikov, 1980).

In this work we analyzed the occurrence and presence of fish species in inland waters of the NEF. This is one of the most industrially developed and urbanized regions of the European North. In the Murmansk region alone there are 105 593 lakes with an area of more than 0.01 km^2 (of which 15 712 are wastewater) and about 20 large reservoirs. The area of the lakes is 9179 km^2. The NEF is characterized by an extreme diversity of natural conditions, determined by both natural and anthropogenic factors that modify living conditions (hydropower, anthropogenic pollution, eutrophication, invasive species, etc.) (Moiseenko and Yakovlev, 1990; Kashulin et al., 1999; 2007; 2009a; 2010; Moiseenko et al., 2002; Dauvalter et al., 2023). This causes differences in the microevolution of local populations of European whitefish (Zubova et al., 2022a).

The aim of this work is to generalize data on the distribution of fish species in inland waters of the NEF, and to analyze the factors determining their presence/absence. We also highlight key gaps in the data accumulated over the history of ichthyological research in the region in terms of European whitefish biology and environment. The study of the modern diversity, distribution and biological characteristics of fish species in different types of freshwater bodies of the NEF will allow us to trace the main directions of adaptive reactions of fish populations to the diversity of natural habitat conditions, as well as their changes under the influence of global and regional factors. The results obtained will serve as a scientific basis for assessing the current state of freshwater ecosystems in the Arctic and forecasting their changes under various scenarios of environmental change.

2. Materials and methods

2.1. Study area

In the NEF we included the entire Murmansk region, as well as data on those water bodies that belong to river basins located both in the Murmansk region and in the adjacent territories of the Republic of Karelia, Finland and Norway (Fig. 1).

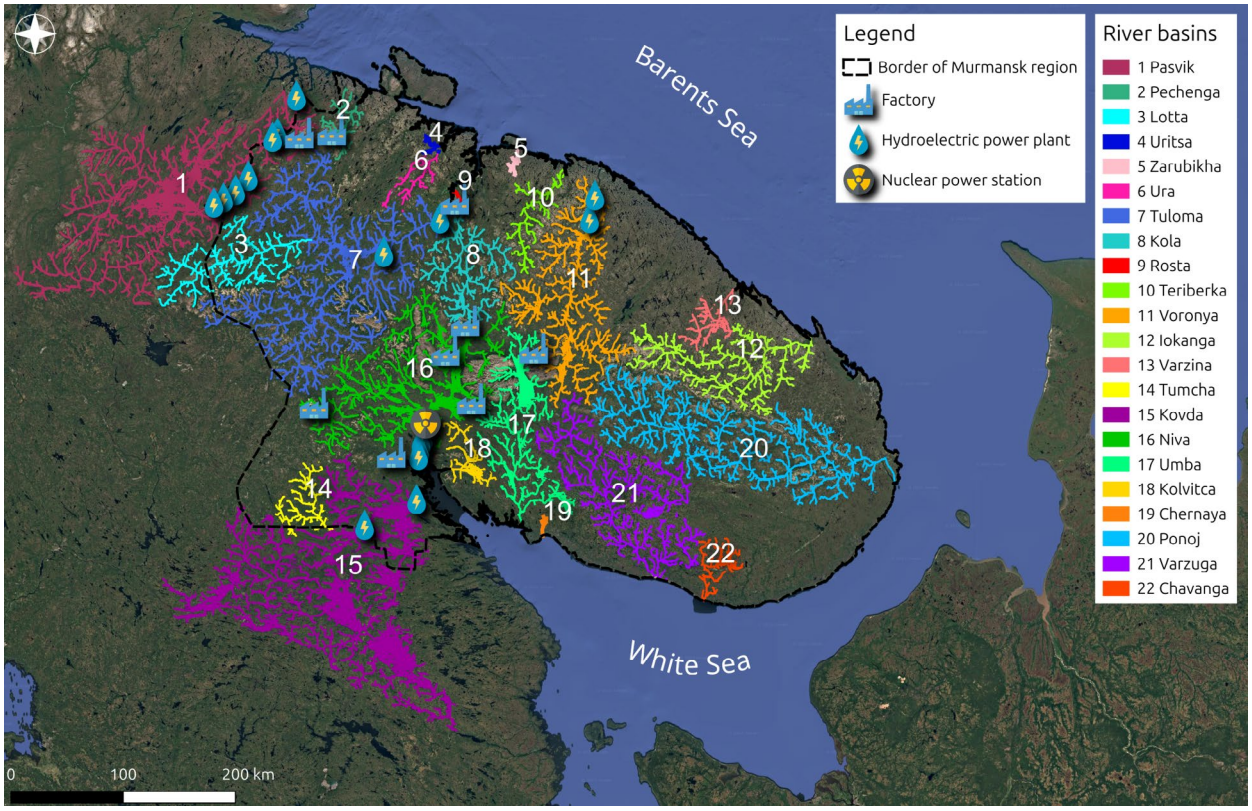


Fig.1. Map-scheme of river basins of the northeastern Fennoscandia with studied ichthyofauna, 1972-2024.

About 60% of the NEF is occupied by the Kola Peninsula (its area is 100 000 km^2). Most of the study area is located beyond the Arctic Circle within the southern tundra, forest tundra and northern taiga. Permafrost rocks are widespread in the northeast of the Kola Peninsula. It is washed by the White and Barents Seas. The length is 720 km from west to east and 520 km from north to south (Fig. 1) (Kolskaya…, 2008).

In this work, 128 freshwater bodies of various origins and morphologies were analyzed, included in 22 lake-river systems of the NEF (Table 1, Fig. 1) and belonging to the basins of the Barents and White Seas. The water bodies of the Baltic Sea basin were not considered in this work.

In the Barents Sea basin, the ichthyofauna of 62 water bodies belonging to 13 river basins was studied (Table 1, Fig. 1): Pasvik ($S_{catchment\ area}$ = 18300 km^2), Pechenga ($S_{catchment\ area}$ = 1820 km^2), Lotta ($S_{catchment\ area}$ = 7980 km^2), Uritsa ($S_{catchment\ area}$ = 107 km^2), Zarubikha ($S_{catchment\ area}$ = 176 km^2), Ura ($S_{catchment\ area}$ = 176 km^2), Tuloma ($S_{catchment\ area}$ = 21500 km^2), Kola ($S_{catchment\ area}$ = 3850 km^2), Rosta, Teriberka ($S_{catchment\ area}$ = 2230 km^2), Voronya ($S_{catchment\ area}$ = 9940 km^2), Iokanga ($S_{catchment\ area}$ = 6020 km^2) and Varzina ($S_{catchment\ area}$ = 1450 km^2). The majority (77%) the studied water bodies in these river basins belong to natural very small, small and medium-sized lakes of glacial origin ($S_{reservoir\ area}$ varies from 0.01 to 94.4 km^2) (Table 1) (Kitaev, 2007; Kashulin et al., 2008; Kashulin et al., 2009b; 2010; 2013). According to the content of total phosphorus and nitrogen in the water, among lakes there are both ultra-oligothotrophic and mesotrophic water bodies with signs of eutrophication (Likens, 1975). The latter (Lake Kuetsjarvi in the Pasvik River system, Lake Haukilampi in the Pechenga River system, Lake Pulozero in the Kola River system and Lake Semenovskoe within the city of Murmansk) are anthropogenically modified water bodies exposed to the influence of industries (non-ferrous metallurgy – OJSC "Severonickel Plant", thermal power plants) and/ or domestic wastewater (Kashulin et al., 2009b; Zubova et al., 2020a; Slukovskiy et al., 2023). The 23% of the remaining water bodies include the large Lake Lovozero and the lake reservoirs Inarijarvi and Verkhnetulomskoe ($S_{reservoir\ area}$ is 208.5-1040.3 km^2), the medium and small ($S_{reservoir\ area}$ varies from 3.2 to 38.5 km^2) channel reservoirs Nizhnetulomskoe, Kajtakoski, Yaniskoski, Rajakoski and the small ($S_{catchment\ area}$ is 509-1450 km^2) rivers Kitsa, Tsaga, Yunka, Elvan, Varzina (Table 1) (Kitaev, 2007). Small channel reservoirs are classified as ultra-oligotrophic reservoirs in terms of biogenic elements (Zubova et al., 2021; 2023). In the Nizhnetulomskoye Reservoir, eutrophication processes are observed, accompanied by the development of cyanoprokaryotes in the phytoplankton communities, including potentially toxic species. The sources of biogenic elements here are cage farms for growing rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. In addition, in the reservoir's catchment area there are large agricultural areas of the "Tuloma" enterprise, large settlements (Tuloma, Murmashi, Prichalnoe) and intensively developing country and cottage settlements, which also make a significant contribution to the processes of anthropogenic eutrophication (Zubova et al., 2024).

In the White Sea basin, the ichthyofauna of 66 water bodies belonging to 9 river basins was studied (Table 1, Fig. 1): Tumcha ($S_{catchment\ area}$ = 5240 km^2), Kovda ($S_{catchment\ area}$ = 26100 km^2), Niva ($S_{catchment\ area}$ = 12830 km^2), Umba ($S_{catchment\ area}$ = 1310 km^2), Kolvitca ($S_{catchment\ area}$ = 6250 km^2), Chernaya ($S_{catchment\ area}$ = 141 km^2), Ponoj ($S_{catchment\ area}$ = 15500 km^2), Varzuga ($S_{catchment\ area}$ = 9840 km^2) and Chavanga ($S_{catchment\ area}$ = 1210 km^2). 73% of these water bodies are very small, small and medium-sized lakes of glacial origin ($S_{reservoir\ area}$ varies from 0.01 to 98.6 km^2) (Kitaev, 2007; Kashulin et al., 2012; 2013). Based on the content of biogenic elements in the water, among the lakes studied, there are both ultra-oligotrophic and mesotrophic-hypereutrophic reservoirs (Likens, 1975). Here we can highlight the lakes Nyudjavr (the most polluted reservoir in the NEF), Bolshoy Vudjavr and Kovdor in the Niva River basin, which are subject to anthropogenic influence from enterprises of the mining (JSC "Apatit") and the metallurgical industry (non-ferrous metallurgy – OJSC "Severonickel Plant", ferrous metallurgy – OJSC "Kovdorsky MPP") (Kashulin et al., 2013; Dauvalter et al., 2023). In the basins of the Niva and Umba rivers, the largest lakes in the Murmansk region by area with a very large maximum depth (more than 50 m) were also studied – Imandra ($S_{reservoir\ area}$ = 876 km^2 with a maximum depth of 67.0 m) and Umbozero ($S_{reservoir\ area}$ = 319.4 km^2 with a maximum depth of 115.0 m) (Table 1, Fig. 1). These are reservoirs of tectonic-glacial origin (Moiseenko et al., 2002; Kitaev, 2007). Since 1934, Lake Imandra has been a large lake reservoir and is subject to various anthropogenic impacts (Moiseenko et al., 2002; Dauvalter et al., 2023). The main industries in the lake's catchment area include the following: mining industry (JSC "Apatit"); metallurgical industry (non-ferrous metallurgy – OJSC "Severonickel Plant", ferrous metallurgy – OJSC "Olkon" and OJSC "Kovdorsky MPP"); energy complex (cascade of Nivskiye hydroelectric power plants, "Kola NPP", Apatity TPP); municipal wastewater from the cities of Olenegorsk, Monchegorsk, Kirovsk and Apatity (Dauvalter et al., 2023). Lake Umbozero is also subject to anthropogenic influence, namely the north-eastern (mine waters and wastewater from the industrial site of the "Lovozersky MPP") and south-western (mine waters from JSC "Apatit" and JSC "NWPC", domestic wastewater from the village of Koashva) parts (Dauvalter and Kashulin, 2010). Small and medium rivers ($S_{catchment\ area}$ range is 254-4260 km^2) (Kitaev, 2007) in the Niva River basin (Kuna, Kurenga, Pirenga – flow into Lake Imandra) and in the Umba River basin (Lovchorrjok – tributary of the Ajkuajvenjok River, Umbolka – flows into Lake Umbozero), the Ponoj River (Sakharnaya), and the Varzuga River (Pana) (Table 1) were also studied.

2.2. Ichthyological research

The summary of data on the distribution of fish species in inland waters of the NEF is based on data from the Laboratory of Aquatic Ecosystems of Institute

Table 1. Some morphometric parameters and characteristics of the ichthyofauna of the studied freshwater bodies of the northeastern Fennoscandia, 1972-2024

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (*n*)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
Barents	**Pasvik**	-	-	-	-	-	-	-	**118/ 0**	**18300**	**117**	**177.4**	**no**	**11**	-	**+/ sr, mr, sr-mr**	-
		Toartesjaur Lake	68.830N, 28.865 E	Nat.	195	0.6	5.0	-	-	-	-	-	-	5	perch/ -	-/ -	2013
		Riuttikjaure Lake	68.712 N, 28.781 E	Nat.	190	0.9	-	-	-	-	-	-	-	6	perch/ whitefish	+/ sr	2013
		Virtuovoshjaur Lake	68.767 N, 28.812 E	Nat.	182	1.3	13.0	2.5	-	-	-	-	-	7	perch/ whitefish	+/ sr	2005, 2007, 2013
		Shuonijaur Lake	69.234 N, 29.982 E	Nat.	180	11.3	10.0	-	-	-	-	-	-	7	perch/ char	-/ -	2005, 2012, 2013, 2022, 2023, 2024
		Kantojarvi Lake	68.996 N, 28.656 E	Nat.	168	0.4	5.0	-	-	-	-	-	-	6	whitefish/ perch	+/ ?	2005
		Suovaselkjajarvi Lake	68.951 N, 28.445 E	Nat.	168	0.4	2.7	-	-	-	-	-	-	6	perch/ whitefish	+/ ?	2006
		Keskimmajnen Ajttojarvi Lake	69.426 N, 28.958 E	Nat.	164	0.6	5.0	-	-	-	-	-	-	7	whitefish/ perch	+/ ?	2005
		Ala-Nautsijarvi Lake	68.832 N, 28.988 E	Nat.	159	4.6	-	-	-	-	-	-	-	7	whitefish/ perch	+/ sr	2012
		Ilya-Nautsijarvi Lake	68.826 N, 29.107 E	Nat.	154	3.3	-	-	-	-	-	-	-	7	perch/ whitefish	+/ sr	2013
		Mellalompola Lake	69.318 N, 28.893 E	Nat.	150	2.3	12.5	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ grayling	+/ ?	2005
		Inarijarvi Lake	69.134 N, 22.835 E	Art.	118	1040.3	92.0	15.0	-	-	-	-	-	10	whitefish/ perch	+/ sr, mr	2004
		Kajtakoski Reservoir	68.927 N, 28.526 E	Art.	118	3.2	10.0	4.0	-	-	-	-	-	8	perch/ whitefish	+/ sr-mr	2019
		Yaniskoski Reservoir	68.969 N, 28.751 E	Art.	110	5.0	21.5	-	-	-	-	-	-	9	whitefish/ trout	+/ sr-mr	2002, 2019, 2021
		Rajakoski Reservoir	69.021 N, 28.956 E	Art.	90	8.0	20.0	-	-	-	-	-	-	9	whitefish/ perch	+/ sr-mr	2002, 2004, 2012, 2013, 2021
		Ryussyanjarvi Lake	69.545 N, 30.395E	Nat.	99	2.0	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-/ -	1998
		Porojarvi Lake	69.330 N, 29.788 E	Nat.	71	4.3	11.5	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	1989, 2004
		Hevoskoski Reservoir	69.092 N, 29.219 E	Art.	70	9.5	-	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ perch	+/ ?	2002
		Kaskamajarvi Lake	69.274 N, 29.431 E	Nat.	69	2.4	13	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	2002, 2004
		Vouvatusjarvi Lake	69.281 N, 29.276 E	Nat.	52	33.9	-	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ perch	+/ sr, mr	2002, 2003, 2004, 2005
		Kuetsjarvi Lake	69.439 N, 30.179 E	Nat.	21	17.0	37.0	-	-	-	-	-	-	9	whitefish/ perch	+/ sr, mr	1990, 1991, 1992, 1998, 2004, 2005, 2009, 2012, 2013, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
		Klistervatn Lake	69.554 N, 30.112 E	Art.	21	17.2	21.0	-	-	-	-	-	-	10	whitefish/ perch	+/ sr, mr	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (n)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
Barents	**Pechenga**	-	-	-	-	-	-	-	**118**/ 0	**1820**	**101**	-	**yes**	**11**	-	+/ ?	-
		Sarijarvi Lake	69.632N, 31.153E	Nat.	318	0.1	2.0	-	-	-	-	-	-	3	-	-/ -	2004, 2005
		Svetloe Lake	69.199 N, 30.163 E	Nat.	226	4.0	5.5	5.5	-	-	-	-	-	5	trout/ pike	-/ -	2023
		Tajmenjarvi Lake	69.460N, 30.646E	Nat.	201	0.1	1.5	-	-	-	-	-	-	4	pike/ -	-/ -	2022
		Pikku-Hejnjajarvi Lake	69.390 N, 31.212 E	Nat.	191	0.3	11.0	-	-	-	-	-	-	4	trout/ -	-/ -	2024
		Majarvi Lake	69.479 N, 30.612 E	Nat.	180	0.3	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-/ -	2002
		Palojarvi Lake	69.462N, 30.775E	Nat.	156	2.8	5.0	-	-	-	-	-	-	6	-	+/ ?	1990, 2007
		Haukilampi Lake	69.433 N, 30.785E	Nat.	150	0.3	2.0	2.0	-	-	-	-	-	3	pike/ -	-/ -	2023, 2024
		Kyantejarvi Lake	69.662N, 31.350E	Nat.	66	0.4	15.5	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2004
		Nyasyukkjajarvi Lake	69.575N, 31.053E	Nat.	66	9.5	7.0	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	2004
	Lotta	-	-	-	-	-	-	-	-	**7980**	**235**	-	**yes**	**9**	-	+/ sr	-
		Ala-Akkajarvi Lake	68.974 N, 30.104 E	Nat.	155	19.9	15.0		-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	1995, 2007
		Kochejaur Lake	68.595 N, 28.684 E	Nat.	133	3.2	8.0	3.5	-	-	-	-	-	9	whitefish/ perch	+/ sr	2002, 2005, 2007, 2009, 2010
	Uritsa	-	-	-					**118**/ 0	**107**	**18**	-	**yes**	**5**	-	-/ -	-
		Bolshoe Uragubskoe Lake	69.326 N, 32.669 E	Nat.	85	8.9	28.0	12.0	-	-	-	-	-	5	char/ -	-/ -	2007
		Soltajarvi Lake	69.347 N, 32.807 E	Nat.	22	-	-	-	-	-	-	-	-	5	char/ trout	-/ -	2007
	Zarubikha	-	-	-	-	-	-	-	**226.8/ 0**	**176**	**26**	-	**yes**	**5**	-	**-/ -**	-
		Dolgoe Lake	69.222 N, 34.218 E	Nat.	135	0.7	3.5	-	-	-	-	-		5	trout/ char	-/ -	2008
	Ura	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**1030**	**36**	-	**yes**	**7**	-	+/ ?	-
		Nyaljavr Lake	69.123 N, 32.211 E	Nat.	141	17.0	-	-	-	-	-	-	-	7	-	+/ ?	2024
	Tuloma	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**21500**	**64**	**241.0**	**no**	**14**	-	**+/ sr, mr**	-
		Hutojavr Lake	68.927 N, 30.492 E	Nat.	154	21.7	-	-	-	-	-	-	-	7	perch/ whitefish	+/ sr, mr	2022, 2023
		Verkhnetulomskoe Reservoir	68.583 N, 31.184 E	Art.	80	745.0	-	15.0	-	-	-	-	-	11	-	+/ sr, mr	1985
		Nizhnetulomskoe Reservoir	68.807 N, 32.707 E	Art.	18	38.5	20.0	-	-	-	-	-	-	13	whitefish/ smelt	+/ sr, mr	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
		Tuloma River	68.830 N, 32.820 E	Art.	-	-	-	-	-/ 0	21500	64	241.0	-	11	whitefish/ smelt	+/ sr	2020, 2021, 2022

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (*n*)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
Barents	**Kola**	-	-	-	-	-	-	-	**140/ 0**	**3850**	**83**	**44.0**	**yes**	**12**	-	**+/ sr**	-
		Kahozero Lake	68.164 N, 33.117 E	Nat.	164	12.2	-	-	-	-	-	-	-	10	whitefish/ perch	+/ ?	2010, 2018
		Kolozero Lake	68.254 N, 33.234 E	Nat.	141	66.3	29.0	-	-	-	-	-	-	11	whitefish/ smelt	+/ ?	2010, 2018
		Pulozero Lake	68.406 N, 33.324 E	Nat.	141	9.0	-	-	-	-	-	-	-	11	perch/ whitefish	+/ sr	2022, 2023
		Kitsa River	68.630 N, 33.842 E	Nat.	-	-	-	-	405/ 82	1160	16.3	-	-	7	whitefish/ trout	+/ ?	2008, 2017
	Rosta	-	-	-	-	-	-	-	**115/ 0**	**-**	**12**	**-**	**no**	**6**	-	**-/ -**	-
		Bolshoe Lake	68.975 N, 33.160 E	Art.	62	1.3	-	-	-	-	-	-	-	6	trout/ vendace	-/ -	2020, 2021
	lakes of Murmansk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-
		Okunevoe Lake	68.950 N, 33.128 E	Nat.	99	0.1	5.6	2.3	-	-	-	-	-	4	perch/ -	-/ -	2020
		Semenovskoe Lake	68.991 N, 33.089 E	Nat.	98	0.2	11.3	2.4	-	-	-	-	-	5	pike/ perch	-/ -	2020
		Severnoe Lake	69.032 N, 33.118 E	Nat.	128	0.01	3.9	-	-	-	-	-	-	4	perch/ -	-/ -	2021
		Srednee Lake	68.981 N, 33.121 E	Nat.	111	0.2	23.5	7.7	-	-	-	-	-	4	perch/ -	-/ -	2021
	Teriberka	-	-	-	-	-	-	-	**205.3/ 0**	**2230**	**127**	**-**	**yes**	**4**	-	**-/ -**	-
		Dolgoe Lake	69.131 N, 34.996 E	Nat.	54	-	-	-	-	-	-	-	-	4	char/ -	-/ -	2008
	Voronya	-	-	-	-	-	-	-	**153.5/ 0**	**9940**	**155**	**115.0**	**no**	**12**	-	**+/ sr, mr**	-
		Sejdozero Lake	67.814 N, 34.848 E	Nat.	189	11.6	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2007, 2018
		Lastjavr Lake	67.527 N, 35.152 E	Nat.	176	0.7	3.0	-	-	-	-	-	-	5	perch/ -	-/ -	2007, 2021
		Sharjavr Lake	67.558 N, 35.134 E	Nat.	173	0.1	7.0	-	-	-	-	-	-	6	perch/ whitefish	+/ ?	2007
		Verhniy Cagajavr Lake	67.564 N, 35.123 E	Nat.	172	0.1	2.0	-	-	-	-	-	-	5	whitefish/ perch	+/ ?	2007
		Nizhniy Cagajavr Lake	67.577 N, 35.122 E	Nat.	171	0.8	2.0	-	-	-	-	-	-	7	whitefish/ pike	+/ sr, mr	2007, 2021
		Lovozero Lake	67.842 N, 35.196 E	Nat.	153	208.5	35.0	5.7	-	-	-	-	-	12	whitefish/ -	+/ sr, mr	1984, 2010, 2023
		Tsaga River	67.612 N, 35.138 E	Nat.	-	-	-	-	629/ 153	509	45	5.7	-	8	whitefish/ grayling	+/ ?	2008, 2013
	Iokanga	-	-	-	-	-	-	-	**0/ 153**	**6020**	**203**	**175.0**	**yes**	**8**	-	**+/ sr, mr**	-
		Kolmozero Lake	67.969 N, 36.919 E	Nat.	216	13.9	5.0	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ pike	+/ sr, mr	2023
		Yunka River	67.973 N, 36.965 E	Nat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ pike	+/ sr, mr	2023
		Elvan River	67.977 N, 37.183 E	Nat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-/ -	2023

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (n)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
Barents	**Varzina**	-	-	-	-	-	-	-	**220.4/ 0**	**1450**	**32**	-	**yes**	**9**	-	-/ -	-
		Enozero Lake	68.101 N, 37.954 E	Nat.	220	94.4	36.0	-	-	-	-	-	-	9	-	-/ -	1989
		Varzina River	68.279 N, 38.135 E	Nat.	-	-	-	-	220.4/ 0	1450	32	-	-	4	char/ trout	-/ -	1991, 1992
White	**Tumcha**	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 72**	**5240**	**16**	**50.0**	**yes**	**5**	-	-/ -	-
		Kutsajoki River	66.739 N, 30.168 E	Nat.	-	-	-	-	198/ -	1350	44	25.0	-	5	-	-	2019
		Kutujoki River	66.957 N, 30.411 E	Nat.	-	-	-	-	-/ 132	209	27	-	-	5	-	-	2021
	Kovda	-	-	-	-	-	-	-	**109.5/ 0**	**26100**	**233**	**276.0**	**yes**	**5**	-	-/ -	-
		Verman River	67.022 N, 30.802 E	Nat.	-	-	-	-	-	291	-	0.7	-	5	-	-/ -	2019, 2021
	Niva	-	-	-	-	-	-	-	**127/ 0**	**12830**	**36**	**164.0**	**no**	**18**	-	**+/ sr, mr**	-
		Malyy Vudjavr Lake	67.667 N, 33.621 E	Nat.	357	0.6	10.6	-	-	-	-	-	-	3	char/ -	-/ -	2006, 2010, 2015, 2019, 2022
		Bolshoy Vudjavr Lake	67.632 N, 33.671 E	Nat.	313	3.5	38.6	-	-	-	-	-	-	4	smelt/ char	-/ -	2005, 2006, 2007, 2014, 2015, 2018, 2019, 2021, 2022
		Kovdor Lake	67.553 N, 30.485 E	Nat.	211	0.5	24.1	-	-	-	-	-	-	7	vendace/ whitefish	+/ sr, mr	2001, 2003, 2004, 2008
		Pajkunjavr Lake	67.851 N, 33.671E	Nat.	208	1.4	19.0	-	-	-	-	-	-	8	char/ -	+/ ?	2010
		Shchuchye Lake	67.838 N, 33.673 E	Nat.	208	0.3	2.0	-	-	-	-	-	-	7	perch/ trout, char	+/ ?	2010
		Uzkoe Lake	68.110 N, 33.131 E	Nat.	195	-	-	-	-	-	-	-	-	2	pike/ -	-/ -	2018, 2020, 2024
		Kumuzhye Lake	67.825 N, 32.569 E	Nat.	187	0.3	-	-	-	-	-	-	-	3	trout/ burbot	-/ -	2016
		Staroe Lake	68.042 N, 33.170 E	Nat.	181	-	-	-	-	-	-	-	-	1	whitefish/ -	+/ ?	2010
		Travyanoe Lake	67.904 N, 33.621 E	Nat.	179	0.7	1.5	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ sr	2010
		Zayachye Lake	68.082 N, 33.443 E	Nat.	175	0.01	10.0	5.5	-	-	-	-	-	6	whitefish/ pike, burbot	+/ sr, mr	2020, 2022, 2024
		Eljavr Lake	67.671 N, 32.652 E	Nat.	162	1.2	20.0	-	-	-	-	-	-	6	-	-/ -	2001
		Pechozero Lake	68.365 N, 37.710 E	Nat.	149	5.8	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+/ ?	2018
		Permusozero Lake	68.166 N, 33.357 E	Nat.	142	24.2	12.5	-	-	-	-	-	-	10	-	+/ ?	2010
		Verhnyaya Pirenga Lake	67.612 N, E 31.821	Art.	137	88.8	-	-	-	-	-	-	-	12	-	+/ ?	1982
		Nizhnyaya Pirenga Lake	67.643 N, 32.111 E	Art.	137	72.2		-	-	-	-	-	-	12	whitefish/ char	+/ ?	1981, 1982, 1983, 2004

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers						Total fish species (*n*)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration					
White		Nizhneye Chalmozero Lake	67.657 N, 31.463 E	Nat.	137	20.3	19.0	-	-	-	-	-	-		10	whitefish/ grayling	+/ ?	2008
	Ohtozero Lake	Ohtozero Lake	67.681 N, 32.252 E	Nat.	137	10.5	45.0	-	-	-	-	-	-		11	-	+/ ?	2000
	Ostrovskoe Lake	Ostrovskoe Lake	67.815 N, 32.691 E	Nat.	132	1.6	3.5	-	-	-	-	-	-		4	whitefish/ grayling	+/ sr	2022
	Moncheozero Lake	Moncheozero Lake	68.022 N, 32.780 E	Nat.	131	38.6	-	-	-	-	-	-	-		7	perch/ whitefish	+/ sr, mr	2022, 2023
	Krugloe Lake	Krugloe Lake	68.096 N, 33.304 E	Nat.	131	1.4	7.0	-	-	-	-	-	-		4	whitefish/ perch	+/ sr	2010
	Chunozero Lake	Chunozero Lake	67.663 N, 32.632 E	Nat.	129	20.8	36.0	-	-	-	-	-	-		12	whitefish/ trout	+/ sr, mr	2000, 2001
	Nyudjavr Lake	Nyudjavr Lake	67.924 N, 32.887 E	Nat.	128	2.7	3.0	2.0	-	-	-	-	-		1	vendace/ -	-/ -	2016
	Pechguba Lake	Pechguba Lake	68.010 N, 33.434 E	Nat.	127	1.7	-	-	-	-	-	-	-		8	perch, smelt/ whitefish	+/ sr	2022
	Imandra Lake	Imandra Lake	67.552 N, 33.028 E	Art.	127	876.0	67.0	16.0	-	-	-	-	-		18	whitefish/ smelt, vendace	+/ sr, mr	1972, 1973, 1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981, 1983, 1984, 1985, 1986, annually from 2009 to 2024
	Pinozero Lake	Pinozero Lake	67.326 N, 32.526 E	Art.	114	13.6	-	-	-	-	-	-	-		6	-	+/ sr	2023
	Kuna River	Kuna River	67.904 N, 33.435 E	Nat.	-	-	-	-	-/ 127	341	-	-	-		7	-	+/ ?	2010
	Kurenga River	Kurenga River	68.090 N, 33.326 E	Nat.	-	-	-	-	142/ 127	524	-	-	-		4	-	+/ sr, mr	2018
	Pirenga River	Pirenga River	67.552 N, 32.332 E	Nat.	-	-	-	-	137/ 127	4260	-	-	-		6	-	+/ ?	2014
	Niva River	Niva River	67.375 N, 32.522 E	Art.	-	-	-	-	127/ 0	12830	-	164.0	-		8	-	+/ sr	2024
Umba	-	-	-	-	-	-	-	-	**149/ 0**	**6250**	**123**	**78.2**	**yes**		**15**	-	**+/ sr**	-
	Inchjavr Lake	Inchjavr Lake	67.495 N, 34.902 E	Nat.	211	3.1	1.5	-	-	-	-	-	-		4	-	-/ -	2007
	Umbozero Lake	Umbozero Lake	67.582 N, 34.500 E	Nat.	151	319.4	115.0	15.0	-	-	-	-	-		13	whitefish/ char	+/ sr	1978, 1980, 1982, 2005, 2017, 2018, 2023
	Munozero Lake	Munozero Lake	67.036 N, 33.713 E	Nat.	137	21.0	-	-	-	-	-	-	-		10	-	+/ ?	1999
	Verhneye Voronye Lake	Verhneye Voronye Lake	67.398 N, 33.751 E	Nat.	131	2.6	-	-	-	-	-	-	-		3	-	+/ ?	2022
	Nizhneye Voronye Lake	Nizhneye Voronye Lake	67.430 N, 33.745 E	Nat.	131	1.1	-	-	-	-	-	-	-		2	-	+/ ?	2022
	Elovoe Lake	Elovoe Lake	67.303 N, 33.894 E	Nat.	128	-	-	-	-	-	-	-	-		3	-	+/ ?	2023
	Vyalozero Lake	Vyalozero Lake	66.836 N, 35.181 E	Nat.	116	98.6	-	-	-	-	-	-	-		10	-	+/ ?	2020

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (*n*)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
White		Verhneye Kapustnoe Lake	67.422 N, 34.065 E	Nat.	121	3.4	-	-	-	-	-	-	-	11	-	+/ ?	2010
		Sredneye Kapustnoe Lake	67.387 N, 34.059 E	Nat.	115	3.1	-	-	-	-	-	-	-	11	-	+/ ?	1997
		Nizhneye Kapustnoe Lake	67.346 N, 34.176 E	Nat.	115	8.0	3.2	0.7	-	-	-	-	-	11	-	+/ sr	2018, 2020
		Ingozero Lake	67.272 N, 34.335 E	Nat.	112	21.0	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+/ ?	2019
		Verhneye Kontozero Lake	67.249 N, 33.716 E	Nat.	79	3.2	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2014
		Nizhneye Kontozero Lake	67.182 N, 33.760 E	Nat.	78	7.7	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2014
		Kanozero Lake	67.027 N, 34.118 E	Nat.	53	84.3	-	-	-	-	-			11	-	+/ ?	1996
		Krugloe Lake	66.621 N, 34.657 E	Nat.	41	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2024
		Lovchorrjok River	67.536 N, 33.941 E	Nat.	-	-	-	-	580/ -	-	-	-	-	2	-	-/ -	2024
		Umbolka River	67.541 N, 33.977 E	Nat.	-	-	-	-	600/ 150	274	-	-	-	1	trout/ -	-/ -	2024
	Kolvitca	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**58/ 0**	**1310**	**9**	**14.7**	**yes**	**12**	**-**	**-**	**-**
		Kolvitskoe Lake	67.069 N, 33.452 E	Nat.	59	126.0	20.0	-	-	-	-	-	-	12	-	+/ ?	2018
	Chernaya	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-/ 0**	**141**	**22**	**-**	**yes**	**6**	**-**	**-**	**-**
		Bolshoe Chernoe Lake	66.721 N, 34.764 E	Nat.	76	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	2024
	Ponoj	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-/ 0**	**15500**	**426**	**170**	**yes**	**10**	**-**	**+/ ?**	**-**
		Makarovskoe Lake	66.924 N, 39.013 E	Nat.	150	4.4	2.0	-	-	-	-	-	-	9	whitefish/ -	+/ ?	2002
		Pesochnoe Lake	67.195 N, 37.231 E	Nat.	150	26.4	2.5	-	-	-	-	-	-	8	whitefish/ -	+/ ?	2002
		Sakharnaya River	67.509 N, 36.541 E	Nat.	-	-	-	-	-/ 154	756	-	-	-	7	-	+/ ?	2018
	Varzuga	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**210/ 0**	**9840**	**254**	**77**	**yes**	**17**	**-**	**+/ ?**	**-**
		Solenoe Lake	67.318 N, 34.616 E	Nat.	210	3.0	-	-	-	-	-	-	-	6	-	+/ ?	2002
		Verhneye Polisarskoe Lake	67.266 N, 34.651 E	Nat.	191	8.9	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+/ ?	2000
		Nizhneye Polisarskoe Lake	67.276 N, 34.821 E	Nat.	-	1.2	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2000
		Podkamennik Lake	67.470 N, 35.313 E	Nat.	187	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2007
		Goluboe Lake	67.456 N, 35.128 E	Nat.	185	0.2	9.0	-	-	-	-	-	-	5	perch/ -	-/ -	2007
		Verhneye Panskoe Lake	67.442 N, 35.180 E	Nat.	176	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+/ ?	2007

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Coordinates (WGS84)	Water body type*	Lakes				Rivers					Total fish species (*n*)	Dominant/ subdominant species**	Presence (+), absence (-) of whitefish/ whitefish morph ***	Study period (years)
					Elevation above sea level (m)	Reservoir area (km^2)	Maximum depth (m)	Average depth (m)	Elevation above sea level (source/ mouth)(m)	Catchment area (km^2)	Length (km)	Water consumption (m^3/c)	Possibility of free fish migration				
White		Nizhneye Panozero Lake	67.330 N, 35.239 E	Nat.	150	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	1998
		Pana River	67.410 N, 35.318 E	Nat.	-	-	-	-	-	2890	-	-	-	11	-	+/ ?	2008
		Varzuga River	66.509 N, 36.375 E	Nat.	-	-	-	-	210/ 0	9840	77	254	-	17	-	+/ ?	2015
	Chavanga	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**162/ 0**	**1210**	**52**	**-**	**yes**	**9**	**-**	**+/ ?**	**-**
		Verhneye Ondomozero Lake	66.373 N, 38.270 E	Nat.	164	55.0	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2000
		Sredneye Ondomozero Lake	66.379 N, 38.105 E	Nat.	163	7.0	2.0	1.2	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2001
		Nizhneye Ondomozero Lake	66.410 N, 38.028 E	Nat.	163	31.8	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	2002

Note. * – Nat. – a natural water boby, Art. – an artificial water body,** – dominant (constituting > 20% of the catch)/ subdominant (8-20% of the catch) fish species (according to: Reshetnikov et al., 2011); *** – *sr* – sparsely rakered whitefish morph, *mr* – medium rakered whitefish morph, *sr-mr* – whitefish morph falling between the sparsely and medium rakered morphs. Char (here the name is used to refer only to the Arctic char), trout (to the brown trout), grayling (to the grayling), whitefish (to the European whitefish), vendace (to the vendace), smelt (to the European smelt), pike (to the northern pike), perch (to the European perch), burbot (to the burbot).

of Industrial Ecology of the North (hereinafter INEP) of Kola Scientific Center (RAS), collected from 1972 to 2024, as well as literary data and data obtained from interviews with amateur fishermen of the Murmansk region, the reliability of which was not in doubt. The largest volume of information is contained in the INEP dataset, collected using a relatively uniform methodology. Fish were mainly caught using standard sets of fixed gill nets with a mesh size of 5 to 60 mm (which ensured the catch of fish ≥ 5 cm in length) in various ecological zones of water bodies – littoral, profundal and pelagic. The names of taxa from family to species and common names of fish are given according to the work of Fricke et al. (2024). For the description and analysis of the structure of the fish population, taxa up to the species rank were taken, except for the European whitefish. In the European whitefish, the intraspecific structure was additionally studied. The identification of ecological morphs of the European whitefish was carried out by the first author based on the number of gill rakers on the first branchial arch (hereinafter *sp.br.*): 16 to 30 in sparsely rakered whitefish, 31 to 42 in medium rakered whitefish, 43 to 65 in densely rakered whitefish (Pravdin, 1954; Reshetnikov, 1980). Also, based on the number of perforated scales in the lateral line (*ll*), small scaled whitefish – 76-83, medium scaled – 83-86 and multi scaled whitefish – 86-98 were identified (Bochkarev, 2022). Studying of *sp.br.* was performed under a microscope at ×10 magnification. To identify the structural features of the first branchial arch of European whitefish, the length (± 0.1 mm) of the central gill raker (hereinafter *lsp.br.*) was also measured (Pravdin, 1966). The number of perforated scales in the lateral line was calculated using photographs of the studied whitefish. Digital photographs of the whitefish were taken with a Nikon d610 camera with a 60 mm f/2.8G ED AF-S Micro-Nikkor lens (Bochkarev et al., 2013; Melehin et al., 2021).

In addition to the diversity of species and their quantity, the indices of taxonomic diversity and the occurrence of species in river basins were used as indicators reflecting the structure of fish communities of water body (Babiy, 2007). Ecological groups of fish in relation to the ambient temperature are distinguished in accordance with the ideas of Smirnov (2023), by the nature of nutrition – with a typical diet composition (planktivorous, benthivorous, piscivorous and omnivorous polyphages), by preferred spawning substrates – according to Kryzhanovsky and Disler (1949), groups by spawning seasons are divided into spring- and autumn-spawning. The identification of the "core" of the fish community within the studied water bodies was carried out on the basis of the description of their dominant (constituting >20% of the catch)/ subdominant (8-20% of the catch) fish species (Reshetnikov et al., 2011).

One of the elements of comparative studies is the availability of primary information and the formation of a single database (Laske et al., 2019; Zubova et al., 2021). Primary data are freely available in GBIF (Zubova et al., 2021) https://www.gbif.org/dataset/281d50e6-3990-4a02-83b1-a6ca3330ee97 and L. https://isling.org/fishes.

3. Results and discussion

3.1. Distribution of fish species in freshwater bodies of the northeastern Fennoscandia

The ichthyofauna of 128 freshwater bodies of 22 river basins of the NEF (Barents and White Sea basins) includes up to 20 native and introduced fish species belonging to 17 genera and 8 families (Table 2). The salmon family (*Salmonidae*) includes up to 40% of recorded species: Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *S. trutta*, pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*, rainbow trout *O. mykiss*, Arctic char *Salvelinus alpinus*, grayling *Thymallus thymallus*, European whitefish *Coregonus lavaretus* and vendace *C. albula*. The sturgeon family (*Acipenseridae*) includes the Siberian sturgeon *Acipenser baerii*; the smelt family (*Osmeridae*) – European smelt *Osmerus eperlanus*; the pike family (*Esocidae*) includes the northern pike *Esox lucius*; the perch family (*Percidae*) includes the European perch *Perca fluviatilis* and the ruff *Gymnocephalus cernua*; the burbot family (*Lotidae*) includes the burbot *Lota lota*; to the carp family (*Cyprinidae*) – the Eurasian minnow *Phoxinus phoxinus*, the common carp *Cyprinus carpio*, the ide *Leuciscus idus* and the roach *Rutilus rutilus*; to the stickleback family (*Gasterosteidae*) – the nine-spined stickleback *Pungitius pungitius* and the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus*. Also caught in the estuary areas of the rivers are such brackish-water fish species as the European flounder *Platichthys flesus* and the Arctic flounder *Liopsetta glacialis* (*Pleuronectidae*), the fourhornsculpin *Myxocephalus quadricornis* (*Cottidae*), as well as the Arctic lamprey *Lethenteron camchaticum* (*Petromizantidae*) and the rock gunnel *Pholis gunnellus* (*Pholidae*) (Kreps and Krogius, 1924; Krogius, 1926a; b; Shaposhnikova, 1940; Berg and Pravdin, 1948; Vladimirskaya, 1951; 1956; 1957; Pravdin, 1956; Galkin et al., 1966; Ksenozov, 1966; Surkov, 1966; Smirnov, 1977; Kolyushev et al., 1985; Shuster, 1985; Moiseenko and Yakovlev, 1990; Krasovsky, 2006; Babiy, 2007; Kashulin et al., 2008; Kashulin et al., 2009b; 2013; Ylikörkkö et al., 2015; Zubova et al., 2020b; Bondarev, 2022; Slukovskiy et al., 2023; Zubova et al., 2024). We did not encounter the nelma *Stenodus leucichthys* (*Salmonidae*), peled *C. peled* (*Coregonidae*), freshwater bream *Abramis brama*, common dace *Leuciscus leuciscus* (*Cyprinidae*), sea lamprey *Petromyzon marinus* (*Petromizantidae*), sturgeon *Acipenser sturio* (*Acipenseridae*) and European eel *Anguilla anguilla* (*Anguillidae*), although the ranges of these species include the NEF or have been described in freshwater bodies of the study area (Berg and Pravdin, 1948; Holcik, 1989; Pethon, 1989; Atlas…, 2003).

The basis (69%) of the native ichthyofauna of the studied freshwater bodies is the cold-water adapted group of fish. These include Atlantic salmon, brown trout, Arctic char, grayling, European whitefish, vendace, European smelt, burbot, Eurasian minnow, three- and nine-spined sticklebacks (Table 2). The remaining fish species (31%) belong to the cool-water adapted group of fish – northern pike, European perch, ruff, ide and roach.

Table 2. List of river basins of the northeastern Fennoscandia with studied ichthyofauna, 1972-2024

Name of the sea basin	Name of the river basin	Siberian sturgeon *Acipenser baerii*	Atlantic salmon *Salmo salar*	Brown trout *Salmo trutta*	Pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*	Rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*	Arctic char *Salvelinus alpinus*	Grayling *Thymallus thymallus*	European whitefish *Coregonus lavaretus*	Vendace *Coregonus albula*	European smelt *Osmerus eperlanus*	Northern pike *Esox lucius*	European perch *Perca fluviatilis*	Ruff *Gymnocephalus cernua*	Burbot *Lota lota*	Common carp *Cyprinus carpio*	Ide *Leuciscus idus*	Roach *Rutilus rutilus*	Eurasian minnow *Phoxinus phoxinus*	Nine-spined stickleback *Pungitius pungitius*	Three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus*	Number			Fm : Gm : Sp	Generic richness (Sp:Gm)
																						Families (Fm)	Genus (Gm)	Species (Sp)		
Barents	Pasvik			n			n	n	n	i		n	n		n				n	n	n	6 (6)	10 (10)	10 (11)	1 : 1.7 : 1.8	1.0 (1.10)
	Pechenga		n	n			n	n	n			n	n		n				n	n	n	6	10	11	1 : 1.7 : 1.8	1.10
	Lotta			n				n	n			n	n		n				n	n	n	6	9	9	1 : 1.5 : 1.5	1.0
	Uritsa			n			n												n	n	n	3	5	5	1 : 1.7 : 1.7	1.0
	Zarubikha			n			n												n	n	n	3	5	5	1 : 1.7 : 1.7	1.0
	Ura			n			n		n			n			n				n	n	pp	5	7	7	1 : 1.4 : 1.4	1.0
	Tuloma		n	n	i	i		n	n	n	i	n	n		n				n	n	n	6 (7)	9 (11)	11 (14)	1 : 1.6 : 2.0	1.22 (1.27)
	Kola		n	n	i				n	n	n	n	n	n	n				n	n	pp	7 (7)	9 (10)	11 (12)	1 : 1.4 : 1.7	1.22 (1.20)
	Rosta			n						n									n	n	n	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	lakes of Murmansk											n	n						n	n	n	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Teriberka			n			n												n	n	pp	3	4	4	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Voronya			n			n	n	n	n		n	n	n	n			n	n	n	pp	6	11	12	1 : 1.8 : 2.0	1.09
	Iokanga		n	n	i				n			n	pp		n				n	n	pp	6 (6)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.3 : 1.5	1.14 (1.13)
	Varzina		n	n	i		n					n	pp		n				n	n	n	5 (5)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.6 : 1.8	1.14 (1.13)
White	Tumcha			n				n							n				n	n	pp	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Kovda			n				n					pp		n				n	n	pp	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Niva	i		n	i	i	n	n	n	n	n	n	n	n	n	i	n		n	n	n	7 (8)	13 (16)	14 (18)	1 : 2.0 : 2.3	1.08 (1.13)
	Umba		n	n	i		n	n	n	n		n	n		n		n	n	n	n	n	6 (6)	12 (13)	14 (15)	1 : 1.4 : 2.5	1.17 (1.15)
	Kolvitca			n			n	n	n	n	n	n	n		n			n	n	n	pp	8	11	12	1 : 1.4 : 1.5	1.09
	Chernaya											n	n		n			n	n	n	pp	5	6	6	1 : 1.2 : 1.2	1.0
	Ponoj		n	n				n	n			n	n		n		n	n	n	n	pp	6	10	11	1 : 1.7 : 1.2	1.10
	Varzuga		n	n	i		n	n	n	n	n	n	n	n	n		n	n	n	n	n	7 (7)	14 (15)	16 (17)	1 : 2.4 : 2.4	1.14 (1.13)
	Chavanga		n	n	i				n			n	n		n				n	n	pp	6 (6)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.3 : 1.5	1.14 (1.13)

Note: n – native fish species, i – invasive fish species, pp – probably present. In brackets – after introduction and invasion of species.

In accordance with the composition of the diet, among the native fish species of the NEF, only highly specialized piscivorous predators can be clearly distinguished – burbot and northern pike. Other fish species can be classified as omnivorous polyphages, since their diets strongly depend on habitat conditions, ontogenetic characteristics and intraspecific structure (Zubova et al., 2018; 2019; 2020a;b; 2022b; 2023; 2024; Slukovskiy et al., 2023).

Autumn-spawning fish include members of the salmon and burbot families, while spring-spawning fish include members of the smelt, pike, perch, carp and stickleback families. Based on the spawning substrate, five ecological fish groups have been identified: lithophilic (salmon family), phytophilic (pike, perch, carp families), psammophilic (smelt, carp families), semi-pelagophilic (burbot family) and ariadnophilic spawners (stickleback family). At the same time, autumn-spawning fish prefer lotic biotopes (rivers, streams, sections of water bodies with constant, pronounced currents) for spawning, which provide adequate gas and temperature conditions during the long incubation period in winter.

The number of native fish species in the basins of medium-sized rivers ($S_{catchment\ area}$ from 2000 to 50000 km^2) (Kitaev, 2007) increases in the direction from the northwest (Pasvik River basin – 11 species) to the southeast (Varzuga River basin – 16 species) (Table 1, 2, Fig. 1). As a result, the number of native fish species is greater in the basins of medium-sized rivers belonging to the White Sea basin than in the Barents Sea. The increase in taxonomic diversity to the southeast occurs due to taxa of higher rank (families and genera) (Tables 1, 2), while the number of species per genus (generic richness) remains approximately the same 1.0-1.22 (Tables 1, 2). As a result, large and deep lakes and lake reservoirs (Umbozero, Imandra) in the White Sea basin reflect virtually the entire spectrum of species of NEF. The abundance of high-ranking taxa (families and genera) indicates a higher diversity of communities (Nikolsky, 1980). The greater taxonomic richness of the ichthyofauna of large oligotrophic/ mesotrophic lakes is primarily due to the fact that their ecosystems have a wider range and density of environmental resources. There are more habitats, space and warmth here (Babiy, 2007). Also, in the late- and post-glacial periods, the main route of dispersal of fish species into the water bodies of the NEF lay from the Gulf of Finland through Karelia, that is, from south to north (Pravdin, 1956).

When comparing changes in the number of fish species in the latitudinal direction – from north to south, it is better to use the basins of small rivers ($S_{catchment\ area}$ up to 2000 km^2) (Kitaev, 2007), since in the NEF they are clearly separated, while the basins of medium-sized rivers flowing to the south (into the White Sea) begin further north than the basins of rivers flowing to the north (into the Barents Sea) and vice versa (Fig. 1). According to the data obtained, the number of native fish species in the basins of small rivers of the Barents Sea (Pechenga, Uritsa, Zarubikha, Ura, Rosta, Teriberka, Varzina) and the White Sea (Tumcha, Kovda, Chernaya, Chavanga) does not differ and varies from 5 to 9 (Table 1, 2, Fig. 1). A decrease in the number of fish species is observed with an increase in elevation above sea level, regardless of its belonging to the sea basin (Table 1).

The most constant native species in the studied river basins of the Murmansk region are the Eurasian minnow and nine-spined stickleback (100% occurrence), in second place are the northern pike and burbot (82% occurrence), in third place are the European perch and European whitefish (68% and 62% occurrence, respectively) (Table 2). These species form the appearance and structure of the fish communities of water bodies; the main flow of substances and energy passes through them (Nikolsky, 1980). The most variable species are the European smelt, the common ruff, the ide and the roach (18-27% occurrence) (Table 2).

In almost all lakes and lake reservoirs of the middle river basins of the Barents Sea rivers (Pasvik, Lotta, Tuloma, Kola, Voronya), the catches are dominated/ subdominated by relatively constant fish species: European whitefish and/ or European perch; subdominant species can also sometimes be Arctic char (in 4% of water bodies), grayling (4%), European smelt (4%) or northern pike (8%). In the channel reservoirs of these rivers, the dominant species is mainly (in 80% of reservoirs) the European whitefish, subdominant species are the European perch (40%), brown trout (20%), European smelt (20%). In the rivers (tributaries) the European whitefish dominates (Table 1).

In lakes and lake reservoirs of the middle river basins of the White Sea rivers (Niva, Umba, Ponoj, Varzuga), the catches are also dominated/ subdominated by European whitefish (in 59% of reservoirs) and European perch (23%); rarely dominant-subdominant species here may be brown trout, Arctic char, vendace, European smelt, northern pike and burbot (Table 1).

Despite the fact that the number of native fish species in the basins of small rivers of the Barents and White Seas does not differ (see above), the "core" of their fish communities changes. In the basins of small rivers of the Barents Sea, it is mainly made up of cold-water adapted fish species – brown trout and Arctic char, sometimes northern pike, while in the White Sea basin – both cold-water adapted and cool-water adapted species – European perch and European whitefish, roach and ide appear (Tables 1, 2). The decrease in the trophic status of water bodies in the tundra zone of the Barents Sea, coupled with the climatic features of this region (along the coast from west to east, there is a decrease in the average annual temperature and amount of precipitation, an increase in temperature differences), possibly create conditions to which the Arctic char and brown trout are most adapted (Agroclimatic..., 1961; Yakovlev, 1961; Atlas..., 1971; Popova and Shcherbina, 2012; Blain et al., 2024). Also, the penetration of Arctic char into the water bodies of the NEF occurred (and continues) from the Barents Sea (Pravdin, 1956). With increasing elevation of the reservoir above sea level $>$ 300 m (lakes in the Niva River basin), the catches are dominated by Arctic char and/ or European smelt (Table 1). The European smelt is an invasive species

here and penetrated into the alpine mountain reservoirs approximately 10-15 years ago through the Bolshaya Belaya River system (Terentyev et al., 2017; Zubova et al., 2020a).

3.2. Distribution of the European whitefish in freshwater bodies of the northeastern Fennoscandia and its intraspecific structure

Polymorphic fish species (primarily of the genera *Salvelinus* and *Coregonus*) living in Arctic lakes, with their relatively simple organized ecosystems, have long been important objects in the study of speciation and evolution (Schluter, 1996; Bernatchez, 2004; Østbye et al., 2005; 2006; Kahilainen et al., 2007; Bochkarev, 2022; Blain et al., 2024). Their characteristic ecological speciation in sympatry can form genetically distinct/ indistinguishable ecotypes (hereinafter referred to as ecological morphs) that differ in ecology, morphology and reproductive biology (Kahilainen and Østbye, 2006; Siwertsson et al., 2010; 2013; Eloranta et al., 2011; Præbel et al., 2013; Zubova et al., 2022b). Although there is considerable variation among individual ecosystems, species, and populations in the number and degree of intraspecific divergence, a common feature is the formation of fast- and slow-growing ecological morphs along resource and/ or habitat gradients. For example, a gradient from the coastal (benthic/ littoral) zone to open water (limnetic/ pelagic) or/ and from planktonic small invertebrates to large benthic organisms and predation (Klemetsen et al., 2002; Kahilainen et al., 2003; 2005; 2014; Amundsen et al., 2004a; b; Bernatchez, 2004; Knudsen et al., 2006). In general, it is noted that the number of sympatric ecological morphs is associated with the surface area of the lake, maximum and average depth and a number of other abiotic factors that determine the differentiation of habitats (hydrological, hydrochemical, temperature, light regimes) (Hayden et al., 2021; Zubova et al., 2022a; Carosi et al., 2023; Solokas et al., 2023; Blain et al., 2024; Esin et al., 2024). Biotic factors (food availability, predation, inter/ intraspecific competition, parasitism) also play a role in the divergence of ecological morphs (Bøhn and Amundsen, 1998; Præbel et al., 2013; Bhat et al., 2014; Öhlund et al., 2020; Prati et al., 2021). Anthropogenic factors such as climate change, dam construction, species invasions, pollution and eutrophication increasingly affect freshwater systems and can largely determine the degree of polymorphism in a water body (Mina, 1986; Zubova et al., 2022a; Ålund et al., 2023). Thus, the emergence of discrete intraspecific morphs, demonstrating differential use of the ecological niche usually due to differences in feeding biology and habitat use, is closely linked to environmental heterogeneity. Environmental factors, including the diversity of available habitats, can determine intraspecific divergence through selection for different traits in different parts of the lake, realizing phenotypic plasticity of the species (Öhlund et al., 2020; Blain et al., 2024; Tiddy et al., 2023).

Low species diversity and pronounced resource gradients of northern water bodies make it easier to identify factors of disruptive selection. However, their significance in speciation processes remains unclear. Questions remain as to why divergence occurs in some lakes but not in others, and how to distinguish between the factors that initiate it and those that maintain it.

The European whitefish (hereinafter whitefish), widely distributed in the waters of Fennoscandia, exhibits high phenotypic polymorphism with pronounced trophic specialization of ecological morphs, which leads to the formation of both allopatric and sympatric populations that differ in morphology, life cycle, niche use and genetic parameters (Kahilainen et al., 2004; 2007; 2009; 2014; Østbye et al., 2005; Kahilainen and Østbye, 2006; Siwertsson et al., 2008; 2010; 2013; Harrod et al., 2010; Præbel et al., 2013; Zubova et al., 2022a; 2023; 2024; etc.).

The obtained data show that the whitefish remains a widespread species in various freshwater bodies of the NEF and often forms the "core" of fish communities in these water bodies (Table 1). The current distribution of whitefish in the water bodies of the study area is largely determined by microclimatic conditions, trophic status of water bodies, interspecific competition, and migration opportunities. Hydraulic structures or natural barriers (rapids, waterfalls on rivers) are often insurmountable obstacles for whitefish, but not for other salmonids. Whitefish was practically not found in lakes inhabited by Arctic char (Table 1), which is also confirmed by literary data (Blain et al., 2024). These were very small and small-sized mountain reservoirs, located at an altitude of 208-357 m above sea level with maximum depths from 2 to 38.5 m, where the Arctic char mainly dominated or high-latitude small Arctic char-brown trout reservoirs with maximum depths from 3.5 to 28 m in the systems of small rivers of the White and Barents Seas (Table 1). Cohabitation of these species was observed only in isolated medium and large deep-water lakes and lake reservoirs such as Imandra, Nizhnyaya Pirenga (Niva River basin) and Umbozero (Umba River basin) (Table 1), where a higher diversity of communities and coexistence of such polymorphic fish as the whitefish and Arctic char are possible. Whitefish were also absent from small and medium-sized isolated lakes within the city of Murmansk and small shallow (maximum depth up to 2 m) pike reservoirs of the Pechenga River basin (Table 1).

The studied water bodies of the NEF, where the whitefish lives, were presented:

1. natural very small, small, medium, and large lakes with an area of 0.01-319.4 km^2 with maximum depths from 1.5 to 115.0 m and located in the altitude of 21-216 m above sea level (Table 1);
2. small and large lake reservoirs with an area of 3.2-1040.3 km^2 with maximum depths from 10.0 to 92.0 m and located in the altitude of 21-137 m above sea level;
3. small and medium channel reservoirs with an area of 3.2-38.5 km^2 with maximum depths of 10.0-

21.5 m and located in the altitude of 18-118 m above sea level;

4. small and medium tributaries of the studied river systems with a drainage basin area of 341-756 km^2 and located in the altitude above sea level: source 137-629 m/ mouth 82-127 m.

In total, the intraspecific structure of whitefish was studied from 33 different types of freshwater bodies in 8 medium-sized rivers (Pasvik, Lotta, Tuloma, Kola, Voronya, Iokanga, Niva and Umba) (Table 1). They are home to both monomorphic populations of whitefish, represented only by the sparsely rakered morph, and polymorphic populations, represented by the sparsely rakered (hereinafter *sr*) and medium rakered (*mr*) morphs (Table 3, Fig. 2a). The latter can form additional morphs of slow- and fast-growing whitefish. As a result, up to 4 morphs of whitefish can coexist in one water body (Zubova et al., 2019; 2022a; 2023). Also in the upper small reservoirs of Pasvik, whitefish with an intermediate structure of the gill apparatus (*sr-mr*) are found (Table 3, Fig. 2a), which is associated with the disturbance of spawning grounds of *sr* and *mr* whitefish morphs and/ or with the introduction of vendace into the Pasvik River system (Amundsen et al., 1993; 1997; 1999; Bøhn and Amundsen, 1998; Zubova et al., 2022a; 2023). *Sr* and *sr-mr* whitefish morphs were mainly caught in the littoral and profundal ecological zones of water bodies and had a benthic diet, *mr* whitefish morph – in the littoral and pelagic zones and had both benthic and mixed feeding types (Zubova et al., 2023). According to our data, *mr* whitefish morph, living sympatrically with the *sr* whitefish morph, were significantly inferior in numbers to the latter (Table 3). The exception was the reservoirs of the Pasvik River system (for example, Lake Kuetsyarvi), where the *mr* whitefish morph prevailed over the *sr* whitefish morph by an average of 2 times (Table 3). In general, *sr* whitefish morph in the studied water bodies of the Murmansk region was represented by individuals with the number of gill rakers on the first branchial arch from 15 to 31, the relative length of its central gill raker varied within 7.0-19.0% (Table 3, Fig. 2a). In the *mr* whitefish morph, these same indicators varied within the range of 27-45 gill rakers and 10.0-26.0%, respectively (Table 3, Fig. 2.). *Mr* whitefish morph from the Pasvik River basin had a significantly lower ($p = 0.001$) average number of gill rakers on the first branchial arch than *mr* whitefish from the Niva River basin (33-34 versus 37) (Table 3). At the same time, we did not find any directional change in the number of gill rakers on the first branchial arch in the *sr* and *mr* whitefish morphs in either latitudinal or longitudinal directions (fish sample sizes of ≥ 30 specimens were taken into account). On the basis of our data on whitefish from water bodies of Murmansk region we found active gill apparatus functioning in fish, as minimum length of food organisms in *sr* and *mr* whitefish morphs were sometimes less than or equal to gill rakers distances of fish (Zubova et al., 2023).

In the identified of *sr* and *mr* whitefish morphs from the water bodies studied by us, there are also small-, medium-, and multi-scale individuals: the number of perforated scales in the lateral line as a whole for the samples varied from 76 to 109 (Table 3, Fig. 2b). There is a significant ($p = 0.05$) negative relationship ($r = -0.98$) between the number of perforated scales in the lateral line of the *sr* whitefish morph and latitude (in the direction from south to north), and a positive relationship ($p = 0.05$) ($r = 0.72$) between the number of perforated scales in the lateral line and longitude (in the direction from west to east) (sample sizes were taken into account fish ≥ 30 specimens).

The studied whitefish morphs from the NEF have differences not only in the structure of the gill apparatus and feeding, but also in the age, growth and maturation of the fish (Zubova, 2015; Zubova et al., 2022a; 2023). Differences in the structure of whitefish populations are observed not only between water bodiesof different river basins, but also within basins (Zubova, 2015; Zubova et al., 2022a; 2023). The maximum age of whitefish was recorded in relatively clean water bodies of the upper reaches of the Pasvik River in *sr-mr* and *sr* morphs and was 14+ years (Zubova, 2015). Based on the observed linear and weight growth, three groups of whitefish were identified: large, small and medium; this was confirmed by studies of the linear growth rates (Zubova et al., 2022a). The rates of linear growth of the studied whitefish are determined to a greater extent by the trophic level of their habitats and to a lesser extent by other factors (level of toxic load, morphology of the reservoir, etc.) (Zubova, 2015; Zubova et al., 2016). It was revealed that fast-growing *sr-mr* whitefish morph from the reservoirs of the upper reaches of the Pasvik River, *sr* and *mr* whitefish morphs from Lake Imandra of the Niva River basin and *sr* whitefish morph from Lakes Umbozero and Nizhneye Kapustnoye of the Umba River basin begin to mature at the age of 3+-4+ years, reaching lengths of 200-305 mm and weights of 151-363 g (Zubova, 2015; Zubova et al., 2022a). Moreover, a higher rate of linear growth of whitefish in the first year of life leads to an earlier modal age of fish maturation. The exception was Lake Kuetsyarvi (lower reaches of the Pasvik River): an inverse relationship is observed – the slower the whitefish grow, the earlier they mature. The slowest growing whitefish of the Murmansk region from Lake Kuetsyarvi (*sr1* and *mr1*) begin to mature at the age of 2+ with the smallest lengths of 100-116 mm and weight of 7-14 g (Zubova, 2015; Zubova et al., 2019; 2022a).

According to our data, there is a positive relationship between the number of morphs in whitefish populations and the area and maximum depth of the water bodies (Fig. 3a, b). Thus, monomorphic populations of the *sr* whitefish morph were recorded mainly in natural very small and small whitefish-perch lakes (85%) of the Pasvik, Lotta, Kola, Niva and Umba river basins with an area of 0.7-9.0 km^2 with small-medium maximum depths from 1.5 to 13.0 m, located at a sea level of 115-190 m (Table 1, Fig. 3a, b). The exceptions were the medium (Pinozero) and large (Umbozero) lakes in terms of area of the Niva and Umba rivers, respectively. Umbozero is a whitefish-char lake with very large maximum depths (up to 115.0 m) (Table 1,

Table 3. The number of gill rakers on the first branchial arch (*sp.br.*), n, the relative length of the central gill raker on the first branchial arch (*lsp.br.*), % and the number of perforated scales in the lateral line (*ll*), n in different morphs of European whitefish *Coregonus lavaretus* in the studied freshwater bodies of the northeastern Fennoscandia, 2000-2024.

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Whitefish morph	*sp.br.* (*n*)	*lsp.br.* (%)	*ll* (*n*)	Study period (years)
Barents	**Pasvik**	Kajtakoski Reservoir	*sr-mr*	23.5 ± 1.0 19 – 28 (6)	-	-	2019
		Yaniskoski Reservoir	*sr-mr*	25.1 ± 0.6 19 – 34 (37)	14.1 ± 0.5 9.7 – 22.3 (34)	91.0 ± 0.7 79 – 98 (32)	2019, 2021
		Rajakoski Reservoir	*sr-mr*	26.1 ± 0.4 20 – 34 (65)	13.3 ± 0.3 8.9 – 17.9 (58)	91.0 ± 3.0 88 – 97 (3)	2012, 2013, 2021
		Riuttikjaure Lake	*sr*	28.8 ± 0.7 27 – 31 (6)	-	-	2013
		Virtuovoshjaur Lake	*sr*	24.5 ± 0.2 19 – 28 (101)	13.1 ± 0.2 7.8 – 18.1 (100)	-	2013
		Ala-Nautsijarvi Lake	*sr*	22.7 ± 0.5 21 – 24 (6)	-	-	2013
		Ilya-Nautsijarvi Lake	*sr*	25.9 ± 0.6 19 – 31 (23)	13.0 ± 0.5 10.0 – 17.7 (20)	-	2013
		Vouvatusjarvi Lake	*sr*	24.0 ± 0.2 16 – 30 (247)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005
			mr	34.3 ± 0.3 30 – 43 (74)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005
		Kuetsjarvi Lake	*sr*	23.2 ± 0.17 15 – 31 (290)	11.0 ± 0.17 6.6 – 19.0 (132)	85.2 ± 0.6 76 – 99 (69)	2012, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
			mr	33.0 ± 0.12 27 – 42 (461)	17.7 ± 0.25 10.0 – 26.0 (191)	87.4 ± 0.42 76 – 99 (137)	2012, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
		Klistervatn Lake	*sr*	23.8 ± 0.1 16 – 29 (340)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012
			mr	33.3 ± 0.3 28 – 39 (56)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012
	Lotta	Kochejaur Lake *	*sr*	22.0 - (-)	-	87.5 -(-)	2002, 2005, 2007, 2009, 2010
	Tuloma	Hutojavr Lake	*sr*	21.3 ± 0.38 18 – 26 (27)	7.7 ± 0.44 4.0 – 11.6 (25)	90.6 ± 1.17 82 – 96 (14)	2022, 2023
			mr	33.8 ± 1.02 30 – 36 (5)	17.0 ± 1.12 13.6 – 20.0 (5)	89.7 ± 2.33 85 – 92 (3)	2022, 2023
		Nizhnetulomskoe Reservoir	*sr*	20.7 ± 0.10 16 – 28 (377)	11.8 ± 0.13 6.7 – 18.2 (201)	87.6 ± 0.58 80 – 98 (55)	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
			mr	35.5 ± 3.50 32 – 39 (2)	15.9 ± 3.95 11.9 – 19.8 (2)	-	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
		Tuloma River	*sr*	22.5 ± 0.12 15 – 29 (12)	13.0 ± 0.73 10.7 – 16.8 (9)	-	2020, 2021, 2022
	Kola	Pulozero Lake	*sr*	25.8 ± 0.53 21 – 29 (16)	12.4 ± 0.48 9.1 – 15.0 (14)	-	2022, 2023
	Voronya	Nizhniy Cagajavr Lake	*sr*	26.5 ± 0.30 22 – 30 (44)	12.5 ± 0.22 10.5 –14.6 (31)	-	2021
			mr	32.6 ± 1.08 28 – 37 (9)	15.3 ± 0.74 13.5 –17.8 (5)	-	2021
		Lovozero Lake	*sr*	23.2 ± 0.78 18 – 31 (24)	-	-	2010, 2023
			mr	34.5 ± 0.70 31 – 40 (13)	-	-	2010, 2023
	Iokanga	Kolmozero Lake	*sr*	24.4 ± 0.47 18 – 30 (37)	12.9 ± 0.33 9.2 –18.3 (37)	-	2023
			mr	33.3 ± 1.86 31 – 37 (3)	17.0 ± 0.52 16.2 –18.0 (3)	-	2023
		Yunka River	*sr*	25.1 ± 0.45 23 – 27 (9)	13.5 ± 0.40 12.1 –15.5 (9)	-	2023

Name of the sea basin	Name of the river basin	Studied water body	Whitefish morph	*sp.br.* (*n*)	*lsp.br.* (%)	*ll* (*n*)	Study period (years)
White	**Niva**	Kovdor Lake	*sr*	25.3 ± 0.54 21 – 30 (16)	-	-	2004
			mr	45 - (1)	-	-	2004
		Travyanoe Lake	*sr*	24.3 ± 1.20 22 – 26 (3)	-	-	2010
		Zayachye Lake	*sr*	23.2 ± 0.47 17 – 28 (29)	13.0 ± 0.63 8.8 – 17.8 (15)	95.0 ± 6.0 89 – 101 (2)	2020, 2022, 2024
			mr	30.7 ± 0.41 29 – 33 (9)	15.9 ± 0.54 13.5 – 17.3 (7)	86.0 ± 1.0 85 – 87 (2)	2020, 2022, 2024
		Ostrovskoe Lake	*sr*	27.0 ± 0.0 27 – 27 (3)	11.1 ± 0.68 9.7 – 11.8 (3)	87.3 ± 2.96 83 – 93 (3)	2022
		Moncheozero Lake	*sr*	26.0 ± 2.0 24 – 28 (2)	13.1 ± 0.30 12.8 – 13.4 (2)	-	2022, 2023
			mr	38.0 ± 0.0 38 – 38 (2)	18.8 (1)	-	2022, 2023
		Krugloe Lake	*sr*	26.5 ± 1.07 20 – 29 (8)	-	-	2010
		Chunozero Lake	*sr*	23.6 ± 0.18 18 – 28 (130)	-	-	2000, 2001
		Pechguba Lake	*sr*	28.1 ± 0.50 24 – 31 (14)	12.2 ± 0.60 7.3 – 16.4 (14)	-	2022
		Imandra Lake	*sr*	23.3 ± 0.07 15 – 30 (978)	10.1 ± 0.07 5.2 – 15.6 (595)	94.6 ± 0.37 83 – 109 (161)	annually from 2011 to 2024
			mr	36.8 ± 1.45 29 – 43 (34)	16.0 ± 0.60 9.8 – 20.2 (21)	-	annually from 2011 to 2024
		Kurenga River	*sr*	29.0 (1)	-	-	2018
			mr	32.0 ± 1.08 30 – 35 (4)	-	-	2018
		Pinozero Lake	*sr*	23.2 ± 0.57 20 – 27 (13)	9.7 ± 0.34 8.5 – 11.7 (13)	-	2023
		Niva River	*sr*	25.7 ± 1.76 23 – 29 (3)	12.9 ± 0.38 12.5 – 13.7 (3)	-	2024
	Umba	Umbozero Lake	*sr*	25.6 ± 0.32 22 – 30 (48)	12.7 ± 0.28 9.3 – 15.7 (39)	92.9 ± 0.88 88 – 101 (16)	2005, 2017, 2018, 2023
		Nizhneye Kapustnoe Lake	*sr*	21.5 ± 0.39 17 – 25 (28)	11.2 ± 0.38 9.4 –15.9 (19)	-	2018, 2020

Note: *sr* – sparsely rakered whitefish morph, *mr* – medium rakered whitefish morph, *sr-mr* – whitefish morph falling between the sparsely and medium rakered morphs. Above the line – the average value and its error, below the line – the limits of variation of the indicator, in brackets – the number of fish, *n.* * – according to Kashulin (1999).

Fig. 3a, b). In the river and lake-river sections of the regulated Tuloma and Niva rivers, only *sr* whitefish morph were also caught (Table 1). While dimorphic sympatric populations of *sr* and *mr* whitefish morphs inhabit mainly medium and large lakes and lake-type reservoirs and their small tributaries of the Pasvik, Voronya, Iokanga, Tuloma and Niva river basins with an area of 13.9-1040.3 km^2 with greater maximum depths from 5.0 to 92.0 m, located at 18-216 m above sea level (Table 1, Fig. 3a, b). These are also mainly whitefish-perch reservoirs (60%), but they are supplemented by whitefish-pike, whitefish-trout and whitefish-vendace-smelt water bodies (Table 1). There are also exceptions among the lakes studied here: sympatric habitation of *sr* and *mr* whitefish was discovered in three small whitefish-pike and whitefish-vendace lakes with an area of 0.01 to 0.8 km^2 (Voronya and Niva river basins). The maximum depth of these lakes was 2.0, 10.0 and 24.1 m, they were located at 171-211 m above sea level (Table 1, Fig. 3a, b). Also, dimorphic populations of whitefish were found in the average area and depth of the channel reservoir – Nizhnetulomskoye (Tuloma River basin) (Table 1, Fig. 3a, b). In small shallow channel reservoirs (Kajtakoski, Janiskoski, Rajakoski) of the Pasvik River basin, whitefish with an intermediate gill arch structure between *sr* and *mr* morphs were found (Table 1, Fig. 3a, b) (Zubova et al., 2022a; 2023). The presented patterns of distribution of intraspecific whitefish morphs in the water bodies of the NEF generally correspond to the conclusions that were made earlier (Siwertsson et al., 2010; Blain et al., 2024).

3.3. Changes in the structure of the fish communities in freshwater bodies of the northeastern Fennoscandia

Currently, the structure of the fish communities of the of the freshwater bodies of NEF is undergoing significant changes. Thus, in recent decades, the European smelt has become widespread in Lake Imandra (Niva River basin), becoming a subdominant/ dominant species along with whitefish and vendace (Terentyev et al., 2017; Zubova et al., 2020b; 2022a). In the middle of the last century, the basis of the fish community of Lake Imandra was made up of vendace and whitefish. Arctic char and brown trout were found everywhere in the catches (Galkin et al., 1966; Belyaeva et al., 1969; Zubova et al., 2020b). In the northern reach of Lake Imandra, Bolshaya Imandra, in the 1960s in the catches the share of whitefish ranged from 40 to 73%, Arctic char – 19-31%. The share of European smelt during this period was about 0.5% (Belyaeva et al., 1969). In the early 1970s, in the southern reach of Lake Imandra, Babinskaya Imandra, whitefish accounted for 38-57% of catches in terms of numbers, and Arctic char accounted for 34-45%. For the central reach of Lake Imandra, Yokostrovskaya Imandra, during the indicated period, the occurrence of whitefish in catches corresponded to 45% (Chizhikov et al., 1976). The intensification of global and regional industrial pollution processes over the following decades, coupled with an unfavorable hydrological regime (winter water drawdown to 3-4 m) and climate change, the cessation of artificial reproduction of whitefish in the 90s of the last century, poaching of whitefish and Arctic char in spawning grounds, unreasonable measures to regulate the fishery (temporary ban on catching European smelt) led to serious violations of the typical structure of the fish community of Lake Imandra (Moiseenko and Yakovlev, 1990; Moiseenko et al., 2002; Reshetnikov et al., 2011; Zubova et al., 2020b). At present, the share of salmon fish species has been critically reduced: the share of brown trout and Arctic char in catches is no more than 1-2% in all reaches of the Imandra (see above about co-occurrence). The number of predatory fish species (northern pike, burbot) is also extremely low (1-4% of catches). At the same time, a successful reproduction strategy in rivers, excluding the negative impact of fluctuations in the hydrological and hydrochemical regimes of Lake Imandra, sufficient supply of food resources, provide the European smelt with subdominance/ dominance in the structure of the lake community. It should be noted that the number of the species is steadily growing, despite its virtually unlimited catch during the spawning period. In addition, in recent years, active self-dispersal has been noted for smelt in river systems of the Lake Imandra basin (Terentyev et al., 2017).

Another example of significant restructuring of the fish communities can be the water bodies of the Pasvik and Tuloma river basins. The introduction of new fish species with a wide ecological valence leads to radical changes in the structure of fish communities. Thus, the introduction of the vendace brought about significant changes in the structure of the fish community of the Pasvik River system. The vendace, acclimatized in the Finnish Lake Inari in the 1960s, from which the Pasvik River flows, is now widespread throughout the river system. A pronounced plankton feeder with a more efficient filtering apparatus, the vendace certainly wins in competition with the *mr* whitefish morph. The *mr* whitefish morph are being displaced from the pelagic zone to the profundal and littoral zones. By switching to feeding on benthic and aerial organisms, *mr* whitefish morph create competition for *sr* whitefish morph. Thus, the invasion of the vendace has an indirect negative impact on the *sr* whitefish morph too (Reshetnikov, 1980; Kashulin et al., 1999; Nilsson, 1979; Amundsen et al., 1999; Kelly et al., 2022; Zubova et al., 2022a; 2023). Currently, in the reservoirs of the upper reaches of the Pasvik River (Kajtakoski, Janiskoski, Rajakoski), a narrowing of the range of the number of whitefish gill rakers from 16-44 to 20-34 has been recorded; there is no clear bimodality in the diagrams of the distribution of whitefish by the number of gill rakers on the first brachial arch (Zubova et al., 2022a; 2023). At the same time, the number of vendace in the studied reservoirs of both the upper and lower reaches of Pasvik has decreased; its share in catches currently does not exceed 1-5% (Zubova et al., 2022a; 2023). Although

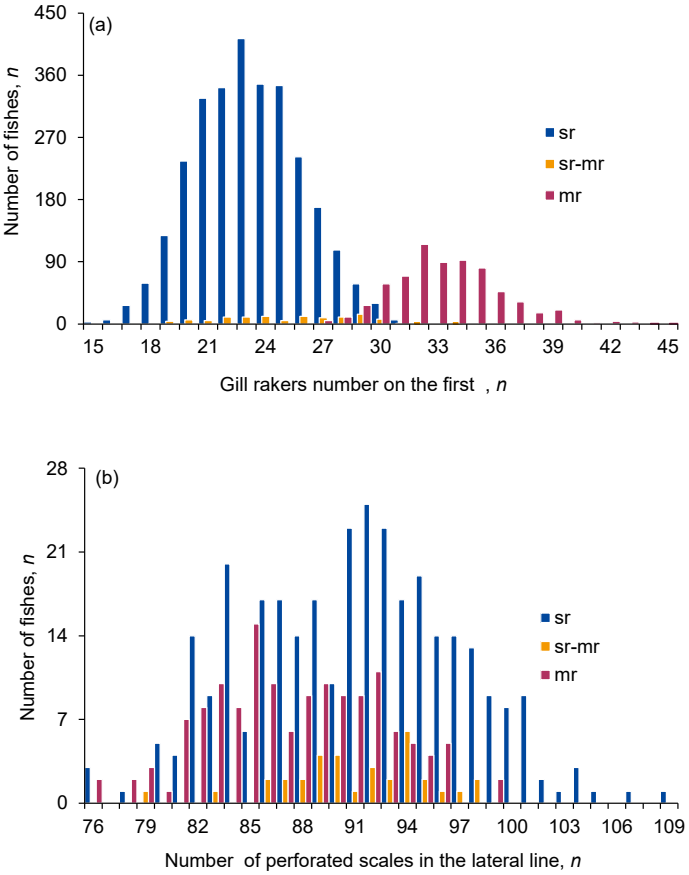


Fig.2. European whitefish *Coregonus lavaretus* distribution by the number of gill rakers on the first branchial arch, *n* (a), and the number of perforated scales in the lateral line, *n* (b), in the studied water bodies of the northeastern Fennoscandia, 2000-2024. *Sr* – sparsely rakered whitefish morph, *mr* – medium rakered whitefish morph, *sr-mr* – whitefish morph falling between the sparsely and medium rakered morphs.

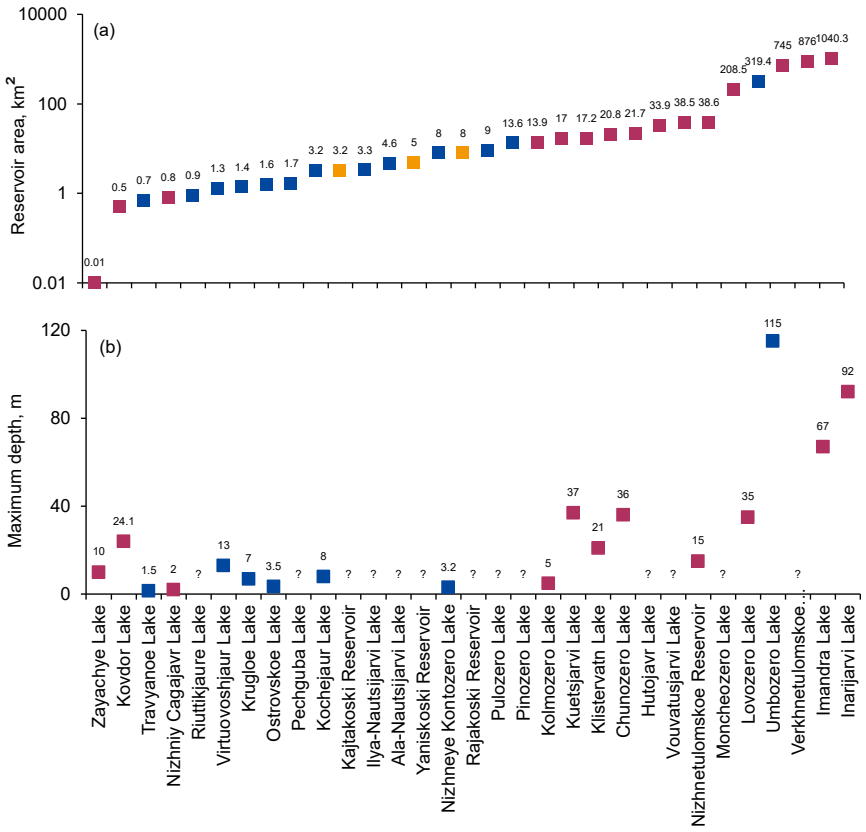


Fig.3. Distribution of the mono- (■), dimorphic (■) and intermediate (■) populations of the European whitefish *Coregonus lavaretus* by area, km² (a) and maximum depth, m (b) in the studied water bodies of the northeastern Fennoscandia, 2000-2024.

it was first recorded in Lake Kuetsyarvi (lower reaches of the Pasvik River) in 1995, its numbers in subsequent years did not grow as rapidly as was observed in the upper reaches of the Pasvik River system (Lake Vouvatusjarvi) in 1991-95 (Amundsen et al., 1999). This is most likely due to the lack of suitable conditions for spawning of the vendace in the Lake Kuetsyarvi, and its population is replenished due to the migration of fish from the Pasvik River. The decrease in the number of vendace in catches is also possibly due to the increase in the number of European perch in the Pasvik River water bodies, which began to feed on vendace.

From 1979 to 1985, 258.8 million larvae of small European smelt were released from Lake Onega in order to reproduce the food supply for salmon predators in the Verkhnetulomskoe Reservoir (Tuloma River basin). In the reservoir, smelt adapted well (gave numerous offspring) and in terms of growth rate significantly surpassed its relative from Lake Onega (Nelichik, 1998; Mitenev et al., 2007). Currently, it is distributed throughout the Tuloma River system and in the Nizhnetulomskoye Reservoir, according to our catches, it ranks second in numbers after whitefish. In European smelt specimens from the reservoir with a length of 150-222 mm and with examined stomachs, fish – ninespined stickleback and vendace – have a greater importance in the diet: according to index of relative importance $IR = 99.0\%$ (Zubova et al., 2024).

Thus, in the studied inland freshwater bodies of the NEF, we observe a general trend of transition from whitefish-salmon reservoirs to whitefish-perch or whitefish-smelt ones for a combination of reasons. To summarize, we can say that these succession processes are associated with radical changes in fish habitats under the influence of global and regional factors (Ylikörkkö et al., 2015; Kashulin et al., 2018; Zubova et al., 2020b; 2022a). Due to the peculiarities of the propagation of air masses in the Northern Hemisphere of the Earth, most of the pollutants emitted into the atmosphere in industrially developed regions are transferred to the Arctic, where they are deposited and accumulate in ecosystems. Local sources of pollution also play a significant role: heavy metals are the priority pollutants of the region (Moiseenko, 1991; Kashulin et al., 1999; 2018). Climate change, which is global in nature, plays a significant role in changing living conditions in the Arctic regions, and although the general direction of such changes is ambiguous, and in some areas it can be multidirectional, there is no doubt about the imbalance of the climate system, a decrease in stability, an increase in its, in the figurative expression of Academician Yu. I. Izrael, "nervousness". In recent years, the highest levels of manifestation of signs of global and regional transformations of climate processes, including anomalous temperature deviations against the background of a warming trend, have been recorded at high latitudes (Polyakov et al., 2002; McBean et al., 2005; ACIA, 2005; Ylikörkkö et al., 2015; Kashulin and Bekkelund, 2022; Smalås et al., 2023). Eutrophication, changes in the temperature and hydrological regimes of high-latitude the water bodies, give an advantage to spring-spawning fish species with a wider zone of ecological and physiological optimum, having a wide range of food items and capable of form-

ing intraspecific groups in the water bodies, such as, for example, European perch and European smelt (Zubova et al., 2020a; b; Sa´nchez-Herna´ndez et al., 2021).

Acknowledgements

The work was carried out within the framework of two research topics FMEZ-2025-0061 "Assessment and forecast of the state of Arctic freshwater ecosystems in the context of global warming and modern variations in anthropogenic load" and FMEZ-2024-0014 "Monitoring of natural objects in the context of climate change, specific natural geochemical landscapes, urbanization and industrial development of the Arctic".

We express special gratitude to amateur fisherman Makogonyuk S.N. for providing detailed information on the distribution of fish species in some reservoirs of the Murmansk region and to Bochkarev N.A. (ISEA SB RAS) and Kahilainen K.K. (University of Helsinki, Finland) for valuable comments made during the discussion of the results.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Agroclimatic reference book for the Murmansk region. 1961. Leningrad: Gidrometeoizdat.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Lukin A. et al. 1993. Ecology and heavy metal contaminations in the fish communities of the Pasvik River System. Report. Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø, Norway.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Lukin A. 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. Science of the Total Environment 201: 211–224.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Reshetnikov Y. et al. 1999. Invasion of vendace (*Coregonus albula*) in a subarctic watercourse. Biological Conservation 88: 405–413.

Amundsen P.-A., Bøhn T., Våga G. 2004. Gill raker morphology and feeding ecology of two sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*) morphs. Annales Zoologici Fennici 41: 291–300.

Amundsen P.-A., Knudsen R., Klemetsen A. et al. 2004. Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs. *Annales Zoologici Fennici* 41: 301–307.

Arctic Climate Impact Assessment. 2005. ACIA Overview report. Cambridge University Press.

Atlas of the Murmansk Region. 1971. Moscow.

Atlas of Freshwater Fishes of Russia: in 2 volumes. 2003. In: Reshetnikov Yu.S. (Ed.). Moscow: Nauka.

Ålund M., Cenzer M., Bierne N. et al. 2023. Anthropogenic change and the process of speciation. Cold Spring Harbor Perspectives in Biology 15 (12): a041455. DOI: 10.1101/cshperspect.a041455

Babiy A.A. 2007. Characteristics of the Structure of the Fish Part of Communities of Large Freshwater Bodies of Eastern Fennoscandia. Biology of Inland Waters 2: 88–99.

Belyaeva G.V., Chizhikov V.V., Dolnin T.V. 1969. Comprehensive Study and Protection of Lake Bolshaya Imandra. Apatity: KSC RAS.

Berg L.S., Pravdin I.F. 1948. Fishes of the Kola Peninsula. Leningrad: Izvestiya VNIORKH.

Bernatchez L. 2004. Ecological theory of adaptive radiation: empirical assessment from *Coregonine* fishes (*Salmoniformes*). Evolution illuminated: salmon and their relatives. Oxford, Oxford University Press, pp. 175–207.

Bhat S., Amundsen P.-A., Knudsen R. et al. 2014. Speciation reversal in European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) caused by competitor invasion. PloS ONE 9: e91208. DOI: 10.1371/journal.pone.0091208

Blain S.A., Adams C.E., Amundsen P.-A. et al. 2024. Which ecological factors influence the level of intraspecific diversity within post-glacial fishes? A case study using *Coregonus* and *Salvelinus*. Freshwater Biology 70 (1): 1–13. DOI: 10.1111/fwb.14357

Bondarev O.V. 2022. Species composition of fish in Belokamennaya Bay (Kola Bay) in May and August-October 2022. Proceedings of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences. Series: Natural Sciences and Humanities 2 (3): 5–9.

Bochkarev N.A. 2022. Whitefish of the Coregonus lavaretus complex (Pisces: Coregonidae) from Siberian water bodies: phylogeography and phylogeny. Abstract of PhD thesis. Doctor of Biological Sciences, Novosibirsk: Institute of Animal Taxonomy and Ecology, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences.

Bochkarev N.A., Zuikova E.I., Politov D.V. 2013. Additional Possibilities of Collection and Registration of Fish Morphological Data. Collection of Materials of the International Conference "Biology, Biotechnics of Breeding and Status of Whitefish Stocks". Tyumen: FSUE "Gosrybtsentr", pp. 32–36.

Bøhn T., Amundsen P.-A. 1998. Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River system, Northern Norway. Journal Plankton Research 20: 243–256. DOI: 10.1093/plankt/20.2.243

Carosi A., Lorenzoni F., Lorenzoni M. 2023. Synergistic effects of climate change and alien fish invasions in freshwater ecosystems: a review. Fishes 8 (486): 1–20. DOI: 10.3390/fishes8100486

Chizhikov V.V., Vorobyeva D.G., Moiseenko T.I. et al. 1976. Final report on the topic "Comprehensive study of the Yokostrovskaya and Babinskaya Imandra and development of recommendations for the rational use of the reservoir" No. 11-72-16 in accordance with the plan of scientific research work for 1971-1976. In 2 volumes. Apatity: Publishing House of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences.

Dauvalter V.A., Kashulin N.A. 2010. Chalcophile elements (Hg, Cd, Pb, As) in Lake Umbozero, Murmansk region. Water Resources 37 (4): 461–476.

Dauvalter V.A., Sandimirov S.S., Denisov D.B. et al. 2023. Ecological state of Lake Imandra: in 2 volumes. V. 1: Hydrological and geochemical conditions. Apatity: FRCSC RAS.

Denisov D.B., Valkova S.A., Kashulin N.A. 2009. Modern trends in changes in the biota of freshwater ecosystems in the Murmansk region. Bulletin of Moscow State Technical University 12 (3): 525–538.

Denisov D.B., Valkova S.A., Dauvalter V.A. et al. 2020. Limnological studies of the Institute of Industrial Ecology Problems of the North, Kola Science Center, Russian Academy of Sciences. Proceedings of the Kola Science Center 11 (6-19): 68–86. DOI: 10.37614/2307-5252.2020.6.19.006

Eloranta A.P., Siwertsson A., Knudsen R. et al. 2011. Dietary plasticity of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) facilitates coexistence with competitively superior European whitefish (Coregonus lavaretus). Ecology of Freshwater Fish 20 (4): 558–568. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2011.00504.x

Esin E.V., Medvedev D.A., Korostele N.B. et al. 2024. Dwarf Dolly Varden *Salvelinus malma* (*Salmonidae*) from Mountain Lakes of the Kamchatka subnival belt. Journal of Ichthyology 64 (4): 548–554. DOI: 10.1134/S0032945217040026

Fricke R., Eschmeyer W.N., Van der Laan R. 2024. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. URL: http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp

Galkin G.G., Kolyushev A.A., Pokrovsky V.V. 1966. Ichthyofauna of reservoirs and lakes of the Murmansk region. Fishes of the Murmansk region. Habitat, life and trade. Murmansk: PINRO: 177–193. Dauvalter V. A., Kashulin N. A. 2010. Chalcophile elements (Hg, Cd, Pb, As) in Lake Umbozero, Murmansk region. Water Resources 37 (4): 461–476.

Harrod C., Mallela J., Kahilainen K.K. 2010. Phenotype-environment correlations in a putative whitefish adaptive radiation. Journal of Animal Ecology 79: 1057–1068.

Hayden B., Harrod C., Thomas S. et al. 2021. Winter ecology of specialist and generalist morphs of European whitefish, *Coregonus lavaretus*, in subarctic northern Europe. Journal of Fish Biology 101 (2): 1–11. DOI: 10.1111/jfb.14999

Holcik J. 1989. The freshwater fishes of Europe: general introduction to fishes. Slovakia: AULA-Verlag Wiesbaden.

Kahilainen K., Lehtonen H., Könönen K. 2003. Consequence of habitat segregation to growth rate of two sparsely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in a subarctic lake. Ecology of Freshwater Fish 12: 275–285.

Kahilainen K.K., Malinen T., Tuamaala A. et al. 2004. Diel and seasonal habitat and food segregation of three sympatric Coregonus lavaretus forms in a subarctic lake. Journal of Fish Biology64: 418–434.

Kahilainen K., Alajärvi E., Lehtonen H. 2005. Planktivory and diet-overlap of densely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus*(L.)) in a subarctic lake. Ecology of Freshwarer Fish 14: 50–58.

Kahilainen K.K., Østbye K. 2006. Morphological differentiation and resource polymorphism in three sympatric whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) forms in a subarctic lake. Journal of Fish Biology 68: 63–79.

Kahilainen K.K., Malinen T., Tuomaala A. et al. 2007. Empirical evaluation of phenotype–environment correlation and trait utility with allopatric and sympatric whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), populations in subarctic lakes. Biological Journal of the Linnean Society 92: 561–572. DOI: 10.1111/j.1095-8312.2007.00856.x

Kahilainen K.K., Malinen T., Lentonen H. 2009. Polar light regime and piscivory govern diel vertical migrations of planktivorous fish and zooplankton in a subarctic lake. Ecology Freshwater Fish 18: 481–490. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2009.00363.x

Kahilainen K., Patterson W., Sonninen E. et al. 2014. Adaptive Radiation along a Thermal gradient: preliminary results of habitat use and respiration rate divergence among whitefish morphs. PloS ONE 11: 1–12. DOI: 10.1371/journal.pone.0112085

Kashulin N.A. 1994. The response of whitefish to pollution of subarctic water bodies with heavy metals: Abstract of Cand. Sci. (Biol.). Petrozavodsk: PetrSU.

Kashulin N.A. 2000. Ichthyological bases of bioindication of environmental pollution with heavy metals. Abstract of Cand. Sci. (Biol.). Petrozavodsk: PetrSU.

Kashulin N.A. 2004. Fishes of small lakes of Northern Fennoscandia under conditions of aerotechnogenic pollution. Apatity: KSC RAS.

Kashulin N.A., Lukin A.A., Amundsen P.-A. 1999. Fishes of freshwater waters of the Subarctic as bioindicators of technogenic pollution. Apatity: KSC RAS.

Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Kashulina T.G. et al. 2005. Anthropogenic changes in lotic ecosystems of the Murmansk region. Part 1: Kovdorsky district. Apatity: KSC RAS.

Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Ilyashuk B.P. et al. 2006. Modern approaches to assessing the processes of transformation of freshwater ecosystems of the North. Water resources of the European North of Russia: research results and prospects, pp. 197–218.

Kashulin N.A., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A. 2007. Self-purifying capacity of a technogenically transformed polar reservoir (Lake Nyudjavr, Murmansk region). Engineering Ecology 4: 45–63.

Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Sandimirov S.S. et al. 2008. Catalogue of lakes in the Russian, Finnish and Norwegian border area. Finland: Kopijyvä Oy, Jyväskylä. DOI: 10.13140/2.1.2990.8162

Kashulin N.A., Denisov D.B., Sandimirov S.S. et al. 2009. Anthropogenic changes in aquatic ecosystems of the Khibiny mountain range (Murmansk region). T. 2. Apatity: KSCRAS.

Kashulin N.A., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A. et al. 2009. Ecological catalog of lakes in the Murmansk region: the northwestern part of the Murmansk region and border areas of adjacent countries. In 2 parts. Apatity: Publishing house of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences.

Kashulin N.A., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A. et al. 2010. Annotated ecological catalog of lakes in the Murmansk region: the eastern part (Barents Sea basin). In 2 parts. Apatity: Publishing house of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences.

Kashulin N.A., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A. et al. 2012. Annotated ecological catalog of lakes in the Murmansk region: the southeastern part (White Sea basin). Part 2. Apatity: Publishing house of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences.

Kashulin N.A., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A. et al. 2013. Annotated ecological catalog of lakes in the Murmansk region: central and southwestern areas of the Murmansk region (the Barents and White Sea basins and the Gulf of Bothnia of the Baltic Sea). In 2 parts. Apatity: KSC RAS.

Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Denisov D.B. et al. 2018. Integrated studies of freshwater ecosystems of Fennoscandia. Transactions of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences. Earth Sciences and Related Environmental Sciences 9: 34–86. DOI: 10.25702/KSC.2307-5252.2018.9.9.34-86

Kashulin N.A., Bekkelund A.K. 2022. Climate change and blooming of the Arctic Lake Imandra. Biosphere 14 (2): 98–125. DOI: 10.24855/biosfera.v14i2.673

Kelly B., Amundsen P.-A., Power M. 2022. Trophic niche segregation among native whitefish and invasive vendace in a north Norwegian lake system. Ecology of Freshwater Fish 31: 143–153. DOI: 10.1111/eff.12620

Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of Limnology for Hydrobiologists and Ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences.

Klemetsen A., Elliott J.M., Knudsen R. et al. 2002. Evidence for genetic differences in the offspring of two sympatric morphs of Arctic charr. Journal of Fish Biology 60: 933–950.

Knudsen R., Klemetsen A., Amundsen P.-A. et al. 2006. Incipient speciation through niche expansion: an example from the Arctic charr in a subarctic lake. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 273: 2291–2298.

Kola Encyclopedia. 2008. In: Agarkov Yu.A. (Ed.). Apatity: KSC RAS.

Kolyushev A.I., Kuzmichev A.P., Kurnikova T.A. et al. 1985. Materials on the Biology of Commercial Fishes of the Serebryanskoye Reservoir. Fishery Research of the Verkhnetulemskoye and Serebryanskoye Reservoirs of the Murmansk Region. Murmansk: PINRO, pp. 95–114.

Krasovsky V.V. 2006. Features of reproduction of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in lake-river ecosystems of the Umba River (Kola Peninsula): abstract of dis. … Cand. of Biological Sciences. Petrozavodsk: PetrSU.

Kreps G.M., Krogius F.V. 1924. Brief characteristics of fisheries on Lake Imandra. Leningrad: Publishing house of the Murmansk Railway Administration.

Krogius F.V. 1926. Ichthyological works on Lake Imandra. Works of the Murmansk Biological Station 2: 150–152.

Krogius F.V. 1926. Materials on the age and growth rate of whitefish from Lake Imandra. Works of the Murmansk Biological Station 2: 77–87.

Kryzhanovsky S.G., Disler N.N. 1949. Ecological and morphological patterns of development of carp, loach and catfish (Cyprinoidei and Siluroidei). Moscow: USSR Academy of Sciences.

Ksenozov N.A. 1966. Ichthyofauna and fishery characteristics of Lovozero. Fishes of the Murmansk region. Habitat, life and fishery. Murmansk: PINRO, pp. 209–212.

Laske S.M., Rosenbergerc A.E., Wipflid M.S. et al. 2019. Surface water connectivity controlsfish food web structure andcomplexity across local- and meta-food webs in Arctic Coastal Plain lakes. Food Webs 21: 1–13.

Likens G.E. 1975. Primary productivity of inland aquatic ecosystems. Primary Productivity of the Biosphere. New York: Springer-Verlag.

Lukin A.A., Sharova Yu.N., Prishchepa B.F. 2006. Impact of fishing on the state of whitefish Coregonus lavaretus L. populations in Lake Imandra. Issues of Ichthyology 46 (5): 383–391.

Mcbean G.A., Alekseev G., Chen D. et al. 2005. Arctic climate: past and present. Arctic Climate Impacts Assessment (ACIA). Cambridge: Cambridge University Press, pp, 21–60.

Melehin A.V., Bochkarev N.A., Kashulin N.A. et al. 2021. Photo documentation of morphological data in fish. Bulletin of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences 2: 30–36. DOI: 10.37614/2307-5228.2021.13.1.003

Mina M.V. 1986. Microevolution of fish: evolutionary aspects of phenetic diversity. Moscow: Nauka.

Mitenev V.K., Karasev A.B., Ponomarev S.V. 2007. Ecological features of the parasite fauna of the Onega invader – smelt Osmerus eperlanus – in the Verkhnetulomskoye Reservoir (Kola Region). Fish farming and fish industry 1: 22–24.

Moiseenko T.I. 1991. Acidification and pollution by heavy metals of surface waters of the Kola North. Apatity: KSC USSR Academy of Sciences.

Moiseenko T.I. 2000. Morpho-physiological reorganizations of fish organisms under the influence of pollution (in the light of S.S. Schwartz's theory). Ecology 6: 463–472.

Moiseenko T.I. 2002. Changes in the life cycle strategy of fish under the influence of chronic water pollution. Ecology 1, pp. 50–60.

Moiseenko T.I., Yakovlev V.A. 1990. Anthropogenic transformations of aquatic ecosystems of the Kola North. Leningrad: Nauka.

Moiseenko T., Mjeled M., Branchurd T. et al. 1994. Pasvik river watercourse, Barents region: Pollution impacts and ecological responses investigation in 1993. NIVA-report OR-3118. Oslo, pp. 1–87.

Moiseenko T.I., Lukin A.A., Kudryavtseva L.P. et al. 2002. Anthropogenic modifications of the ecosystem of Lake Imandra. Moscow: Nauka.

Nelichik V.A. 1998. Biological characteristics of smelt (Osmerus eperlanus eperlanus natio petrovi n. Smirnova) introduced into the Verkhnetulomskoye Reservoir. Parasites and diseases of marine and freshwater fish of the Northern Basin. Murmansk: PINRO, pp. 127–132.

Nikolsky G.V. 1980. Species structure and variability patterns in fish. Moscow: Food industry.

Nilsson N.-A. 1979. Food and habitat of the fish community of the offshore region of Lake Vänern, Sweden. Rep. Inst. Freshwater Resourses Drottningholm 58: 126–129.

Nost T., Yakovlev V., Berger H.M. et al. 1991. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. I. Preliminary study in 1990. Norway: NINA.

Nost T., Lukin A., Schartau A.K. et al. 1997. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. III. Results of the 1990-96 monitoring programme. Norway: NINA.

Østbye K., Naesje T.-F., Bernatchez L. et al. 2005. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.) in Lake Femud, Norway. Journal Evolutionary Biology 18: 683–702.

Østbye K., Amundsen P.-A., Bernatchez L. et al. 2006. Parallel evolution of ecomorphological traits in the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex during postglacial times. Molecular Ecology 15: 3983–4001.

Öhlund G., Bodin M., Nilsson K.A. et al. 2020. Ecological speciation in European whitefish is driven by a large-gaped predator. Evolution Letters 4: 243–256.

Pethon P. 1989. Aschehougs store Fiskebok. Stockholm: Aschehoug.

Polyakov I.V., Akasofu S.-I., Bhatt U. et al. 2002. Long-term trends and variations of the arctic climate system. Eos Transactions American Geophisycal Union 83(47): 547-548. DOI: 10.1029/2002EO000379

Popova O.N., Shcherbina Yu.F. 2012. Climatogeophysical characteristics of the Kola Arctic. Human ecology 5: 3–7.

Prati S., Henriksen E.H., Knudsen R. et al. 2021. The effect of inter- and intraspecific competition on individual and population niche widths: a four-decade study on two interacting salmonids. Oikos 130: 1679–1691. DOI: 10.1111/oik.08375

Pravdin I.F. 1954. Whitefish of the reservoirs of the Karelo-Finnish SSR. Moscow-Leningrad: USSR Academy of Sciences.

Pravdin I.F. 1956. On the ichthyofauna of the Kola Peninsula. Problems of hydrobiology of Karelian reservoirs. Petrozavodsk: Karelian book publishing house.

Pravdin I.F. 1966. Guide to the study of fish. Moscow: Food industry.

Præbel K., Knudsen R., Siwertsson A. et al. 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic, and profundal lake habitats. Ecology and evolution research 15: 4970–4986. DOI: 10.1002/ece3.867

Reshetnikov Yu.S. 1980. Ecology and taxonomy of whitefish. Moscow: Science.

Reshetnikov Yu.S., Popova O.A., Kashulin N.A. et al. 1999. Assessment of the well-being of the fish part of the aquatic community based on the results of morphopathological analysis of fish. Advances in modern biology 119 (2): 165–177.

Reshetnikov Yu.S., Tereshchenko V.G., Lukin A.A. 2011. Dynamics of the fish part of the community in changing habitat conditions (using Lake Imandra as an example). Fisheries 6: 48–51.

Reshetnikov Yu.S., Sterligova O.P., Anikeeva L.V. et al. 2020. Manifestation of unusual properties in fish in a new situation using the example of vendace Coregonus albula and smelt Osmerus eperlanus. Questions of Ichthyology 60 (3): 352-363. DOI: 10.31857/S0042875220030182

Sa´nchez-Herna´ndez J., Hayden B., Harrod C. et al. 2021. Population niche breadth and individual trophic specialisation of fish along a climate-productivity gradient. Reviews in fish biology and fisheries 31: 1025–1043. DOI: 10.1007/s11160-021-09687-3

Schluter D. 1996. Ecological speciation in postglacial fishes. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 351: 807–814.

Shaposhnikova G.Kh. 1940. Materials on the nutrition of fish in lakes Imandra and Umbozero. Materials for the study of the waters of the Kola Peninsula. Kola Research Base of the USSR Academy of Sciences 1: 219–242.

Sharova Yu.N., Lukin A.A. 2000. The reproduction system of whitefish under conditions of multifactor pollution. Ichthyology Issues 40 (4): 425–428.

Shuster B.I. 1985. Whitefish Coregonus lavaretus pidschian (Gmelin) of the Verkhnetulomskoye Reservoir. Fishery studies of the Verkhnetulomskoye and Serebryanskoye Reservoirs of the Murmansk Region. Murmansk: PINRO, pp. 58–71.

Siwertsson A., Knudsen R., Amundsen P.-A. 2008. Temporal stability in gill raker numbers of subarctic European whitefish populations. Advances in Limnology 63: 229–240. DOI: 10.1127/advlim/63/2012/229

Siwertsson A., Knudsen R., Kahilainen K. et al. 2010. Sympatric diversification as influenced by ecological opportunity and historical contingency in a young species lineage of whitefish. EvolutionaryEcology Research 12: 929–947.

Siwertsson A., Knudsen R., Præbel K. et al. 2013. Discrete foraging niches promote eco logical, phenotypic, and genetic divergence in sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*). Evolutionary Ecology 27: 547–564. DOI: 10.1007/s10682-012-9607-x

Slukovskiy Z.I., Denisov D.B., Dauvalter V.A. et al. 2023. Lakes of the city of Murmansk: hydrological, hydrochemical and hydrobiological features. Apatity: FRC KSC RAS.

Smalås A., Primicerio R., Kahilainen K. et al. 2023. Increased importance of cool-water fish at high latitudes emerges from individual-level responses to warming. Ecology and evolution 13 (6): e10185. DOI: 10.1002/ece3.10185

Smirnov A.K. 2023. Zoogeographical analysis of the features of temperature preferences of fish in the European part of Russia. Questions of Ichthyology 63 (2): 132–143. DOI: 10.31857/S0042875223020248

Smirnov A.F. 1977. Fishes of Lake Imandra. In: Veselov E.A. et al. (Eds.), Fishes of the lakes of the Kola Peninsula. Petrozavodsk, pp. 56–76.

Solokas M., Feiner Z., Chokachy R. et al. 2023. Shrinking body size and climate warming: Many freshwater salmonids do not follow the rule. Global Change Biology 29 (9): 2478-2492. DOI: 10.1111/gcb.16626

Surkov S.S. 1966. General characteristics of the features of the species composition of the ichthyofauna of the Murmansk region. Fishes of the Murmansk region. Habitat, life and trade. Murmansk: PINRO, pp. 147–151.

Terentyev P.M. 2005. Features of the dynamics of fish populations in the water bodies of the Kola North under the conditions of their aerotechnogenic pollution: abstract of dis. … Cand. of Biological Sciences. Petrozavodsk: PetrSU.

Terentyev P.M., Kashulin N.A. 2012. Transformations of the fish part of the communities of water bodies of the Murmansk region. Transactions of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences 2: 61–100.

Terentyev P.M., Kashulin N.A., Zubova E.M. 2017. The role of the European smelt Osmerus eperlanus (Linnaeus) in the structure of the ichthyofauna of the Lake Imandra basin (Murmansk region). Transactions of the Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences 321 (2): 228–243. DOI: 10.31610/trudyzin/2017.321.2.228

Terentyev P.M., Zubova E.M., Kashulin N.A. et al. 2019. Features of heavy metal accumulation in fish of small lakes of the green belt of Fennoscandia (in the Murmansk region). Transactions of the Karelian Science Centre 5: 39–55. DOI: 10.17076/eco1083

Tiddy I., Schneider K., Elmer K. 2023. Environmental correlates of adaptive diversification in postglacial freshwater fishes. Journal of Fish Biology 104 (3): 517–535. DOI: 10.1111/jfb.15621

Vladimirskaya M.I. 1951. Fishes of the lakes of the central part of the Kola Peninsula. Report of the funds of the Lapland State Nature Reserve.

Vladimirskaya M.I. 1956. Whitefish of the Lake Imandra basin. Questions of ichthyology 6: 136–148.

Vladimirskaya M.I. 1957. Grayling from the lakes of the northwestern part of the Lake Imandra basin. Zoological Journal 36 (5): 729–736.

Yakovlev B.A. 1961. Climate of the Murmansk Region. Murmansk: Book Publishing House.

Yakovlev V.A., Kashulin N.A. 2012. On the history of limnological studies in the Kola North. Bulletin of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences 4: 117–139.

Ylikörkkö J., Christensen G.N., Kashulin N. et al. 2015. Environmental Challenges in the Joint Border Area. Reports 41. Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Lapland. Juvenes Print, Kokkola.

Zubova E.M. 2015. Linear growth of the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) in anthropogenically modified water bodies of the European subarctic (using the Murmansk region as an example). Abstract of Cand. Sci. (Biol.). Perm: Perm State National Research University.

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. 2015. Linear growth of the few-rakered whitefish *Coregonus lavaretus lavaretus* (L.) (*Coregonidae*) of Babinskaya Imandra (Lake Imandra). Biology of inland waters 1: 81–92.

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. et al. 2016. Linear growth of the few-rakered whitefish Coregonus lavaretus (*Coregonidae*) of Lake Imandra (Murmansk Region). Journal of Ichthyology 56 (4): 463–473. DOI: 10.7868/S0042875216040214

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. et al. 2018. New data on the morphological features of the gill apparatus of the small- and medium-raker forms of the whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) from the largest subarctic lake. Inland Water Biology 4: 63–74. DOI: 10.1134/S0320965218040150

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. 2019. Biotic sympatry of the whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) from Lake Kuetsyarvi (Pasvik River system, Murmansk region). Principles of the Ecology 2: 29–51. DOI: 10.15393/j1.art.2019.8502

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. 2020. New data on the nutrition of dominant fish species in the mountain lakes Bolshoy and Maly Vudyavr (Khibiny, Murmansk region). Proceedings of the Fersman scientific session of the Geological Institute of the Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences 17: 207–212. DOI: 10.31241/FNS.2020.17.038

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. 2020. Modern biological characteristics of whitefish *Coregonus lavaretus*, vendace *C. albula* and European smelt *Osmerus eperlanus* from Lake Imandra. Bulletin of Perm University. Biology 3: 210–226. DOI: 10.17072/1994-9952-2020-3-210-226

Zubova E.M., Kashulin N.A., Dauvalter V.A. et al. 2020. Long-term environmental monitoring in an arctic lake polluted by metals under climate change. Environments 7: 1–24. DOI: 10.3390/environments7050034

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentjev P.M. et al. 2021. Occurrence of fish species in the inland water of Murmansk Region (Russia). Biodiversity Data Journal 9 (4): 68–131. DOI: 10.3897/BDJ.9.e68131

Zubova E., Kashulin N., Terentjev P. et al. 2022. Diversity and distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in watercourse of northwestern Russia. Polish Polar Research 43(1): 69–99. DOI: 10.24425/ppr.2021.138589

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. et al. 2022. Morphoecological and genetic differentiation of sympatric forms of whitefish of Lake Kuetsyarvi (Pasvik River basin, Murmansk region) Advances in Modern Biology 142 (5): 498–509. DOI: 10.31857/S0042132422050131

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentjev P.M. et al. 2023. Foraging morphology and diet divergence of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in water courses of Murmansk Region. Limnologica 99 (8): 126053. DOI: 10.1016/j.limno.2023.126053

Zubova E., Terentjev P., Kashulin N. et al. 2024. European whitefish *Coregonus lavaretus* of the Nizhnetulomskoye Reservoir (Tuloma River basin, Murmansk region) and its habitat conditions. Limnology and Freshwater Biology 2: 58–97. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-2-58

Оригинальная статья

Особенности ихтиофауны пресноводных водоемов 22 бассейнов рек северо-восточной Фенноскандии (бассейны Баренцева и Белого морей, 1972-2024 гг. исследований)

Зубова Е.М.[1]*, Кашулин Н.А.[1], Терентьев П.М.[1], Иванченко Р.О.[1], Мелехин А.В.[2]

[1] *Институт проблем промышленной экологии Севера, Федеральный исследовательский центр Кольский научный центр Российской академии наук, Академгородок, 14а, Мурманская область, Апатиты, 184209, Россия*
[2] *Полярно-альпийский ботанический сад-институт им. Н.А. Аврорина, Федеральный исследовательский центр Кольский научный центр Российской академии наук, Академгородок, 18а, Мурманская область, Апатиты, 184209, Россия*

АННОТАЦИЯ. Обобщены данные по распределению видов рыб в 128 разнотипных пресноводных водоемах северо-восточной Фенноскандии (Мурманская область, север Карелии, северо-восток Финляндии и Норвегии) (далее СВФ), принадлежащих к 22 речным бассейнам (бассейны Баренцева и Белого морей) за временной период с 1972 по 2024 гг. Проанализированы факторы, определяющие наличие/ отсутствие видов рыб. Изучены тренды изменений структуры рыбной части населения водоемов в условиях изменений окружающей среды. Представлены данные о распределении и биологических характеристиках европейского сига *Coregonus lavaretus*, который остается широко распространенным видом в разнотипных водоемах СВФ и часто формирует «ядро» их ихтиоценозов. Всего в пресноводных водоемах района исследования обитает 20 видов рыб, из них аборигенных – 16 и 4 интродуцированных. Основу нативной ихтиофауны водоемов составляет «северная» холодолюбивая группа рыб. Число видов рыб в водоеме изменяется от 1 до 18. Распределение видов рыб определяется рядом факторов, включая географию, размер водосбора и морфометрию водоема. Число видов в бассейнах средних рек растет в направлении с северо-запада на юго-восток за счет увеличения таксонов более высокого ранга (семейств и родов). В крупных и глубоководных озерах и озерных водохранилищах бассейна Белого моря обитает фактически весь спектр видов данного района исследования. Наиболее часто встречаемыми видами являются обыкновенный гольян, девятииглая колюшка, северная щука, налим, европейский окунь и европейский сиг. Установлено, что в изученных водоемах европейский сиг представлен различными симпатрическими экологическими формами. Изученные формы сига в водоемах восьми речных бассейнов СВФ имеют различия не только в строении жаберного аппарата и питании, но и в возрасте, росте и созревании рыб. Различия в структуре популяций сига наблюдаются как между водоемами различных речных бассейнов, так и внутри бассейнов этих рек. В изученных водоемах СВФ наблюдается общая тенденция перехода сигово-лососевых водоемов к сигово-окуневым или сигово-корюшковым. Эти сукцессионные процессы связаны с изменениями условий обитания рыб под воздействием глобальных и региональных факторов: климатические изменения, изменение гидрологического режима, техногенное загрязнение, эвтрофирование, вселение чужеродных видов.

Ключевые слова: ихтиофауна, европейский сиг *Coregonus lavaretus*, биологические характеристики, сукцессии, пресноводные водоемы, Фенноскандия

Для цитирования: Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М., Иванченко Р.О., Мелехин А.В. Особенности ихтиофауны пресноводных водоемов 22 бассейнов рек северо-восточной Фенноскандии (бассейны Баренцева и Белого морей, 1972-2024 гг. исследований) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 312-361. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-312

1. Введение

Несмотря на продолжительные и многочисленные ихтиологические исследования водоемов СВФ, начавшиеся еще в 20-х годах XX века (Яковлев и Кашулин, 2012), в настоящее время нет четкого представление о распределении видов, факторах и механизмах формирования структуры рыбной части населения разнообразных водоемов этого арктического района. Ситуация усугубляется быстрыми перестройками пресноводных экосистем под воздействием как глобальных, так и региональных факторов (Моисеенко и Яковлев, 1990; Моисеенко, 1991; 2000; 2002; Nost et al., 1991; 1997; Moiseenko et al., 1994; Amundsen et al., 1997; 1999; Кашулин и др., 1999; 2005; 2007; 2009а; 2010; Шарова и Лукин,

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: seelewolf84@yandex.ru (Е.М. Зубова)

Поступила: 07 марта 2025; ***Принята:*** 16 июня 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

2000; Кашулин, 2004; Терентьев, 2005; Лукин и др., 2006; Решетников и др., 2011; 2020; Терентьев и Кашулин, 2012; Зубова и др., 2015; 2016; 2018; 2019; 2020б; в; Ylikörkkö et al., 2015; Терентьев и др., 2017; 2019; Денисов и др., 2020; Zubova et al., 2020 и др.). Рыбы в силу биологических особенностей являются удобными объектами изучения процессов трансформации водоемов, позволяющие установить неблагоприятные эффекты всего комплекса различных воздействий, включая и воздействие на другие компоненты водной экосистемы (Моисеенко, 1991; Кашулин, 1994; 2000; 2004; Кашулин и др., 1999; 2006; Решетников и др., 1999; Денисов и др., 2009; Ylikörkkö et al., 2015).

Ихтиофауна водоемов СВФ представлена относительно небольшим числом видов, компенсируемым разнообразием их экологических форм. Это позволяет популяциям наиболее полно использовать доступные ресурсы и обеспечивает устойчивость арктических пресноводных экосистем в целом (Решетников, 1980).

В данной работе мы проанализировали встречаемость и наличие видов рыб во внутренних водоемах СВФ. Это один из наиболее индустриально-развитых и урбанизированных районов Европейского Севера. Только на территории Мурманской области 105593 озер с площадью более 0.01 км^2 (из них 15712 сточные) и около 20 крупных водохранилищ. Площадь озер составляет 9179 км^2. СВФ характеризуется чрезвычайным разнообразием природных условий, определяемых как естественными, так и антропогенными факторами, модифицирующими условия обитания (изменение гидрологического режима, техногенное загрязнение, эвтрофикация, инвазии новых видов и др.) (Моисеенко и Яковлев, 1990; Кашулин и др., 1999; 2007; 2009а; 2010; Моисеенко и др., 2002; Даувальтер и др., 2023). Это обуславливает различия в микроэволюции локальных популяций европейского сига (Zubova et al., 2022а).

Целью настоящей работы является обобщение данных о распределении видов рыб во внутренних водоемах СВФ, анализ факторов, определяющих их наличие/ отсутствие. Также мы выделяем ключевые пробелы в данных, накопленных за всю историю ихтиологических исследований в регионе, в том числе по биологии европейского сига и параметрам среды обитания. Изучение современного разнообразия, распределения и биологических особенностей видов рыб в разнотипных водоемах СВФ позволит проследить основные направления адаптивных реакций популяций рыб на многообразие природных условий обитания, а также их изменения под воздействием глобальных и региональных факторов. Полученные результаты послужат научной основой для оценки современного состояния пресноводных экосистем Арктики и прогноза их изменений при различных сценариях изменений окружающей среды.

2. Материал и методы

2.1. Общая характеристика района исследования

В СВФ мы включили всю Мурманскую область, а так же данные по тем водоемам, которые относятся к речным бассейнам, расположенным как на территории Мурманской области, так и сопредельных территориях Республики Карелии, Финляндии и Норвегии (Рис. 1).

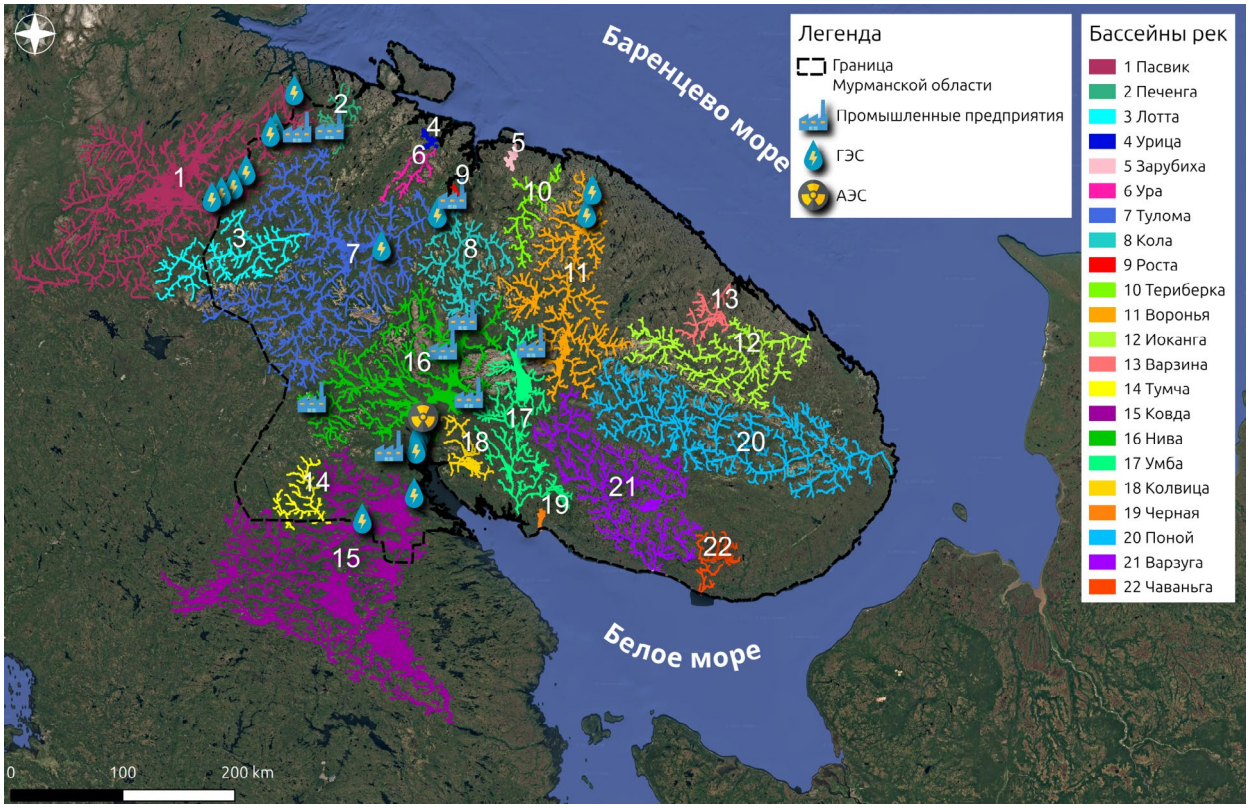


Рис.1. Карта-схема бассейнов рек северо-восточной Фенноскандии с исследованной ихтиофауной, 1972-2024 гг.

Около 60% СВФ занимает Кольский полуостров (его площадь 100 000 км^2). Большая часть района исследования расположена за Северным полярным кругом в пределах южной тундры, лесотундры и северной тайги. На северо-востоке Кольского полуострова развиты многолетнемерзлые породы. Омывается Белым и Баренцевым морями. Протяженность 720 км с запада на восток и 520 км – с севера на юг (Рис. 1) (Кольская…, 2008).

В данной работе проанализировано 128 водоемов различного происхождения и морфологии, входящих в 22 озерно-речные системы СВФ и относящихся к бассейнам Баренцева и Белого морей (Таблица 1, Рис. 1). Водоемы бассейна Балтийского моря в данной работе не рассматривались.

В бассейне Баренцева моря была изучена ихтиофауна 62 водоемов, принадлежащих к 13 бассейнам рек (Таблица 1, Рис. 1): Пасвик ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 18300 км^2), Печенга ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 1820 км^2), Лотта ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 7980 км^2), Урица ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 107 км^2), Зарубиха ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 176 км^2), Ура ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 176 км^2), Тулома ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 21500 км^2), Кола ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 3850 км^2), Роста, Териберка ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 2230 км^2), Воронья ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 9940 км^2), Иоканга ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 6020 км^2) и Варзина ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 1450 км^2). Большая часть (77%) изученных водоемов этих бассейнов рек относится к естественным маленьким, малым и средним по площади ($S_{водоема}$ варьирует от 0.01 до 94.4 км^2) озерам ледникового происхождения (Таблица 1) (Китаев, 2007; Kashulin et al., 2008; Кашулин и др., 2009б; 2010; 2013). По содержанию общего фосфора и азота в воде среди озер встречаются как ультраолиготорофные, так и мезотрофные с признаками эвтрофикации водоемы (Likens, 1975). Последние (оз. Куэтсъярви в системе р. Пасвик, оз. Хаукилампи в системе р. Печенга, оз. Пулозеро в системе р. Кола и оз. Семеновское в черте г. Мурманск) являются антропогенно-модифицированными водоемами, подвергающимися влиянию производств (цветная металлургия – ОАО «Североникель», предприятия теплоэнергетики) и/или хозяйственно-бытовых сточных вод (Кашулин и др., 2009б; Zubova et al., 2020; Слуковский и др., 2023). К 23% оставшимся водоемам относятся большие по площади оз. Ловозеро и озерные водохранилища Инариярви и Верхнетуломское ($S_{водоема}$ составляет 208.5-1040.3 км^2), средние и малые ($S_{водоема}$ варьирует от 3.2 до 38.5 км^2) русловые водохранилища Нижнетуломское, Кайтакоски, Янискоски, Раякоски и малые ($S_{водосборного\ бассейна}$ составляет 509-1450 км^2) реки Кица, Цага, Юнка, Эльвань, Варзина (Таблица 1) (Китаев, 2007). Малые русловые водохранилища по биогенным элементам относятся к ультра-олиготрофным водоемам (Zubova et al., 2021; 2023). В Нижнетуломском водохранилище наблюдаются процессы эвтрофикации, сопровождающийся развитием цианопрокариот в составе сообществ фитопланктона, в том числе и потенциально токсичных видов. Источниками биогенных элементов здесь являются садковые хозяйства по выращиванию радужной форели *Oncorhynchus mykiss*. Кроме того, на водосборе водохранилища располагаются значительные по площади территории сельхозназначения предприятия «Тулома», крупные населенные пункты (Тулома, Мурмаши, Причальное) и интенсивно развивающиеся дачные и коттеджные поселки, которые также вносят существенный вклад в процессы антропогенного эвтрофирования (Zubova et al., 2024).

В бассейне Белого моря была изучена ихтиофауна 66 водоемов, принадлежащих к 9 бассейнам рек (Таблица 1, Рис. 1): Тумча ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 5240 км^2), Ковда ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 26100 км^2), Нива ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 12830 км^2), Умба ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 1310 км^2), Колвица ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 6250 км^2), Черная ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 141 км^2), Поной ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 15500 км^2), Варзуга ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 9840 км^2) и Чаваньга ($S_{водосборного\ бассейна}$ = 1210 км^2). 73% из этих водоемов – это тоже маленькие, малые и средние по площади ($S_{водоема}$ от 0.01 до 98.6 км^2) озера ледникового происхождения (Китаев, 2007; Кашулин и др., 2012; 2013). По содержанию биогенных элементов в воде среди исследованных озер встречаются как ультра-олиготорофные, так и мезотрофные-гиперэвтрофные водоемы (Likens, 1975). Здесь можно выделить озера Нюдъявр (самый загрязненный водоем в СВФ), Большой Вудъявр и Ковдор в бассейне р. Нива, которые подвергаются антропогенному влиянию со стороны предприятий горнодобывающей (АО «Апатит») и металлургической (цветная металлургия – ОАО «Североникель», черная металлургия – ОАО «Ковдорский ГОК») промышленности (Кашулин и др., 2013; Даувальтер и др., 2023). В бассейнах рек Нива и Умба также были исследованы самые крупные по площади озера Мурманской области с очень большой максимальной глубиной (более 50 м) – Имандра ($S_{водоема}$ = 876 км^2 с максимальной глубиной 67 м) и Умбозеро ($S_{водоема}$ = 319.4 км^2 с максимальной глубиной 115 м) (Таблица 1, Рис. 1). Это водоемы тектонико-ледникового происхождения (Моисеенко и др., 2002; Китаев, 2007). С 1934 г. оз. Имандра является большим озерным водохранилищем и подвергается разнообразному антропогенному воздействию (Моисеенко и др., 2002; Даувальтер и др., 2023). Среди основных производств на водосборной территории озера выделяются следующие: горнодобывающая промышленность (АО «Апатит»); металлургическая промышленность (цветная металлургия – ОАО «Североникель», черная металлургия – ОАО «Олкон» и ОАО «Ковдорский ГОК»); энергетический комплекс (каскад Нивских ГЭС, Кольская АЭС, Апатитская ТЭЦ); муниципальные стоки городов Оленегорск, Мончегорск, Кировск и Апатиты (Даувальтер и др., 2023). Оз. Умбозеро также подвергается антропогенному влиянию, а именно северо-восточная (шахтные воды и стоки промышленной площадки Ловозерского ГОКа) и юго-западная (рудничные воды ОАО «Апатит» и АО «СЗФК», хозяйственно-бытовые стоки п. Коашва) части (Даувальтер и Кашулин, 2010). Также были исследованы малые и средние реки (диапазон $S_{водосборного\ бассейна}$ составляет 254-4260 км^2) (Китаев, 2007) в бассейне р. Нива (Куна, Куреньга, Пиренга – впадают

Таблица 1. Некоторые морфометрические параметры и характеристики ихтиофауны исследованных пресноводных водоемов северо-восточной Фенноскандии, 1972-2024 гг.

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки					Всего видов рыб (n)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб				
Баренцево	**Пасвик**	-	-	-	-	-	-	-	**118/ 0**	**18300**	**117**	**177.4**	**нет**	**11**	-	**+/ sr, mr, sr-mr**	-
		оз. Тоартесъяур	68.830N, 28.865 E	Ест.	195	0.6	5.0	-	-	-	-	-	-	5	окунь/ -	-/ -	2013
		оз. Риуттикяуре	68.712 N, 28.781 E	Ест.	190	0.9	-	-	-	-	-	-	-	6	окунь/ сиг	+/ sr	2013
		оз. Виртуовошъяур	68.767 N, 28.812 E	Ест.	182	1.3	13.0	2.5	-	-	-	-	-	7	окунь/ сиг	+/ sr	2005, 2007, 2013
		оз. Шуонияур	69.234 N, 29.982 E	Ест.	180	11.3	10.0	-	-	-	-	-	-	7	окунь/ голец	-/ -	2005, 2012, 2013, 2022, 2023, 2024
		оз. Кантоярви	68.996 N, 28.656 E	Ест.	168	0.4	5.0	-	-	-	-	-	-	6	сиг/ окунь	+/ ?	2005
		оз. Суоваселькяярви	68.951 N, 28.445 E	Ест.	168	0.4	2.7	-	-	-	-	-	-	6	окунь/ сиг	+/ ?	2006
		оз. Кескиммайнен Айттоярви	69.426 N, 28.958 E	Ест.	164	0.6	5.0	-	-	-	-	-	-	7	сиг/ окунь	+/ ?	2005
		оз. Ала-Наутсиярви	68.832 N, 28.988 E	Ест.	159	4.6	-	-	-	-	-	-	-	7	сиг/ окунь	+/ sr	2012
		оз. Иля-Наутсиярви	68.826 N, 29.107 E	Ест.	154	3.3	-	-	-	-	-	-	-	7	окунь/ сиг	+/ sr	2013
		оз. Меллаломпола	69.318 N, 28.893 E	Ест.	150	2.3	12.5	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ хариус	+/ ?	2005
		оз. Инариярви	69.134 N, 22.835 E	Иск.	118	1040.3	92.0	15.0	-	-	-	-	-	10	сиг/ окунь	+/ sr, mr	2004
		водохранилище Кайтакоски	68.927 N, 28.526 E	Иск.	118	3.2	10.0	4.0	-	-	-	-	-	8	окунь/ сиг	+/ sr-mr	2019
		водохранилище Янискоски	68.969 N, 28.751 E	Иск.	110	5.0	21.5	-	-	-	-	-	-	9	сиг/ кумжа	+/ sr-mr	2002, 2019, 2021
		водохранилище Раякоски	69.021 N, 28.956 E	Иск.	90	8.0	20.0	-	-	-	-	-	-	9	сиг/ окунь	+/ sr-mr	2002, 2004, 2012, 2013, 2021
		оз. Рюссянъярви	69.545 N, 30.395E	Ест.	99	2.0	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-/ -	1998
		оз. Пороярви	69.330 N, 29.788 E	Ест.	71	4.3	11.5	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	1989, 2004

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность сбросной миграции рыб			
Баренцево	Печенга	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		оз. Сариярви	69.632N, 31.153E	Ест.	318	0.1	2.0	-	-	-	-	-	-	3	-	-/ -	2004, 2005
		оз. Светлое	69.199 N, 30.163 E	Ест.	226	4.0	5.5	5.5	-	-	-	-	-	5	кумжа/ щука	-/ -	2023
		оз. Тайменьярви	69.460N, 30.646E	Ест.	201	0.1	1.5	-	-	-	-	-	-	4	щука/ -	-/ -	2022
		оз. Пикку-Хейнияри	69.390 N, 31.212 E	Ест.	191	0.3	11.0	-	-	-	-	-	-	4	кумжа/ -	-/ -	2024
		оз. Маярви	69.479 N, 30.612 E	Ест.	180	0.3	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-/ -	2002
		оз. Палойярви	69.462N, 30.775E	Ест.	156	2.8	5.0	-	-	-	-	-	-	6	-	+/ ?	1990, 2007
		оз. Хаукилампи	69.433 N, 30.785E	Ест.	150	0.3	2.0	2.0	-	-	-	-	-	3	щука/ -	-/ -	2023, 2024
		оз. Кянтеярви	69.662N, 31.350E	Ест.	66	0.4	15.5	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2004
		оз. Нясюккиярви	69.575N, 31.053E	Ест.	66	9.5	7.0	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	2004
	Лотта	-	-	-	-	-	-	-	-	7980	235	-	есть	9	-	+/ sr	-
		оз. Ала-Аккаярви	68.974 N, 30.104 E	Ест.	155	19.9	15.0		-	-	-	-	-	9	-	+/ ?	1995, 2007
		водохранилище Хевоскоски	69.092 N, 29.219 E	Иск.	70	9.5	-	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ окунь	+/ ?	2002
		оз. Каскамаярви	69.274 N, 29.431 E	Ест.	69	2.4	13	-	-	-	-	-	-	8	-	+/ ?	2002, 2004
		оз. Воуватусъярви	69.281 N, 29.276 E	Ест.	52	33.9	-	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ окунь	+/ sr, mr	2002, 2003, 2004, 2005
		оз. Куэтсъярви	69.439 N, 30.179 E	Ест.	21	17.0	37.0	-	-	-	-	-	-	9	сиг/ окунь	+/ sr, mr	1990, 1991, 1992, 1998, 2004, 2005, 2009, 2012, 2013, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
		оз. Клистерватн	69.554 N, 30.112 E	Иск.	21	17.2	21.0	-	-	-	-	-	-	10	сиг/ окунь	+/ sr, mr	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водосема (км²)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна (км²)	Длина (км)	Возможность сезонной миграции рыб				
Баренцево	оз. Кочелур	-	68.595 N, 28.684 E	Ест.	133	3.2	8.0	3.5	-	-	-	-	9	сиг/ окунь	+ / sr	2002, 2005, 2007, 2009, 2010
	Урица	-	-	-					**118/ 0**	**107**	**18**	**есть**	**5**	-	-/ -	-
		оз. Большое Урагубское	69.326 N, 32.669 E	Ест.	85	8.9	28.0	12.0	-	-	-	-	5	голец/ -	-/ -	2007
		оз. Солтаярви	69.347 N, 32.807 E	Ест.	22	-	-	-	-	-	-	-	5	голец/ кумжа	-/ -	2007
	Зарубиха	-	-	-	-	-	-	-	**226.8/ 0**	**176**	**26**	**есть**	**5**	-	-/ -	-
		оз. Долгое	69.222 N, 34.218 E	Ест.	135	0.7	3.5	-	-	-	-		5	кумжа/ голец	-/ -	2008
	Ура	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**1030**	**36**	**есть**	**7**	-	+/ **?**	-
		оз. Нятьявр	69.123 N, 32.211 E	Ест.	141	17.0	-	-	-	-	-	-	7	-	+ / ?	2024
	Тулома	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**21500**	**64**	**нет**	**14**	-	**+ / sr, mr**	-
		оз. Хутоявр	68.927 N, 30.492 E	Ест.	154	21.7	-	-	-	-	-	-	7	окунь/ сиг	+ / sr, mr	2022, 2023
		водохранилище Верхнетуломское	68.583 N, 31.184 E	Иск.	80	745.0	-	15.0	-	-	-	-	11	-	+ / sr, mr	1985
		водохранилище Нижнетуломское	68.807 N, 32.707 E	Иск.	18	38.5	20.0	-	-	-	-	-	13	сиг/ корюшка	+ / sr, mr	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
		р. Тулома	68.830 N, 32.820 E	Иск.	-	-	-	-	-/ 0	21500	64	-	11	сиг/ корюшка	+ / sr	2020, 2021, 2022
	Кола	-	-	-	-	-	-	-	**140/ 0**	**3850**	**83**	**есть**	**12**	-	**+ / sr**	-
		оз. Кахозеро	68.164 N, 33.117 E	Ест.	164	12.2	-	-	-	-	-	-	10	сиг/ окунь	+ / ?	2010, 2018
		оз. Колозеро	68.254 N, 33.234 E	Ест.	141	66.3	29.0	-	-	-	-	-	11	сиг/ корюшка	+ / ?	2010, 2018
		оз. Пулозеро	68.406 N, 33.324 E	Ест.	141	9.0	-	-	-	-	-	-	11	окунь/ сиг	+ / sr	2022, 2023
		р. Кица	68.630 N, 33.842 E	Ест.	-	-	-	-	405/ 82	1160	16.3	-	7	сиг/ кумжа	+ / ?	2008, 2017

Бассейн моря	Бассейн реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Баренцево	**Роста**	-	-	-	-	-	-	-	**115/ 0**	**-**	**12**	**-**	**нет**	**6**	-/ -	-
		оз. Большое	68.975 N, 33.160 E	Иск.	62	1.3	-	-	-	-	-	-	-	6	кумжа/ ряпушка	-/ -	2020, 2021
	озера г. Мурманск	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		оз. Окуневое	68.950 N, 33.128 E	Ест.	99	0.1	5.6	2.3	-	-	-	-	-	4	окунь/ -	-/ -	2020
		оз. Семеновское	68.991 N, 33.089 E	Ест.	98	0.2	11.3	2.4	-	-	-	-	-	5	щука/ окунь	-/ -	2020
		оз. Северное	69.032 N, 33.118 E	Ест.	128	0.01	3.9	-	-	-	-	-	-	4	окунь/ -	-/ -	2021
		оз. Среднее	68.981 N, 33.121 E	Ест.	111	0.2	23.5	7.7	-	-	-	-	-	4	окунь/ -	-/ -	2021
	Териберка	-	-	-	-	-	-	-	**205.3/ 0**	**2230**	**127**	**-**	**есть**	**4**	**-**	**-/ -**	**-**
		оз. Долгое	69.131 N, 34.996 E	Ест.	54	-	-	-	-	-	-	-	-	4	голец/ -	-/ -	2008
	Воронья	-	-	-	-	-	-	-	**153.5/ 0**	**9940**	**155**	**115.0**	**нет**	**12**	**-**	**+ / sr, mr**	**-**
		оз. Сейдозеро	67.814 N, 34.848 E	Ест.	189	11.6	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+ / ?	2007, 2018
		оз. Ластъявр	67.527 N, 35.152 E	Ест.	176	0.7	3.0	-	-	-	-	-	-	5	окунь/ -	-/ -	2007, 2021
		оз. Шаръявр	67.558 N, 35.134 E	Ест.	173	0.1	7.0	-	-	-	-	-	-	6	окунь/ сиг	+ / ?	2007
		оз. Верхний Цагаявр	67.564 N, 35.123 E	Ест.	172	0.1	2.0	-	-	-	-	-	-	5	сиг/ окунь	+ / ?	2007
		оз. Нижний Цагаявр	67.577 N, 35.122 E	Ест.	171	0.8	2.0	-	-	-	-	-	-	7	сиг/ щука	+ / sr, mr	2007, 2021
		оз. Ловозеро	67.842 N, 35.196 E	Ест.	153	208.5	35.0	5.7	-	-	-	-	-	12	сиг/ -	+ / sr, mr	1984, 2010, 2023
		р. Цага	67.612 N, 35.138 E	Ест.	-	-	-	-	629/ 153	509	45	5.7	-	8	сиг/ хариус	+ / ?	2008, 2013

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Белое	Иоканга	-	-	-	-	-	-	-	**0/ 153**	**6020**	**203**	**175.0**	**есть**	**8**	-	-
		оз. Колмозеро	67.969 N, 36.919 E	Ест.	216	13.9	5.0	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ щука	+ / sr, mr	2023
		р. Юнка	67.973 N, 36.965 E	Ест.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ щука	+ / sr, mr	2023
		р. Эльвань	67.977 N, 37.183 E	Ест.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-/ -	2023
	Варзина	-	-	-	-	-	-	-	**220.4/ 0**	**1450**	**32**	**-**	**есть**	**9**	-	-/ -	-
		оз. Енозеро	68.101 N, 37.954 E	Ест.	220	94.4	36.0	-	-	-	-	-	-	9	-	-/ -	1989
		р. Варзина	68.279 N, 38.135 E	Ест.	-	-	-	-	220.4/ 0	1450	32	-	-	4	голец/ кумжа	-/ -	1991, 1992
Баренцево	Тумча	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 72**	**5240**	**16**	**50.0**	**есть**	**5**	-	-/ -	-
		р. Кутсайоки	66.739 N, 30.168 E	Ест.	-	-	-	-	198/ -	1350	44	25.0	-	5	-	-	2019
		р. Кутуйоки	66.957 N, 30.411 E	Ест.	-	-	-	-	-/ 132	209	27	-	-	5	-	-	2021
	Ковда	-	-	-	-	-	-	-	**109.5/ 0**	**26100**	**233**	**276.0**	**есть**	**5**	-	-/ -	-
		р. Верман	67.022 N, 30.802 E	Ест.	-	-	-	-	-	291	-	0.7	-	5	-	-/ -	2019, 2021
	Нива	-	-	-	-	-	-	-	**127/ 0**	**12830**	**36**	**164.0**	**нет**	**18**	-	+ / **sr, mr**	-
		оз. Малый Вудъявр	67.667 N, 33.621 E	Ест.	357	0.6	10.6	-	-	-	-	-	-	3	голец/ -	-/ -	2006, 2010, 2015, 2019, 2022
		оз. Большой Вудъявр	67.632 N, 33.671 E	Ест.	313	3.5	38.6	-	-	-	-	-	-	4	корюшка/ голец	-/ -	2005, 2006, 2007, 2014, 2015, 2018, 2019, 2021, 2022
		оз. Ковдор	67.553 N, 30.485 E	Ест.	211	0.5	24.1	-	-	-	-	-	-	7	ряпушка/ сиг	+ / sr, mr	2001, 2003, 2004, 2008
		оз. Пайкунъявр	67.851 N, 33.671E	Ест.	208	1.4	19.0	-	-	-	-	-	-	8	голец/ -	+ / ?	2010
		оз. Щучье	67.838 N, 33.673 E	Ест.	208	0.3	2.0	-	-	-	-	-	-	7	окунь/ кумжа, голец	+ / ?	2010
		оз. Узкое	68.110 N, 33.131 E	Ест.	195	-	-	-	-	-	-	-	-	2	щука/ -	-/ -	2018, 2020, 2024

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Белое		оз. Кумужье	67.825 N, 32.569 E	Ест.	187	0.3	-	-	-	-	-	-	-	3	кумужа/ налим	-/ -	2016
		оз. Старое	68.042 N, 33.170 E	Ест.	181	-	-	-	-	-	-	-	-	1	сиг/ -	+ / ?	2010
		оз. Травяное	67.904 N, 33.621 E	Ест.	179	0.7	1.5	-	-	-	-	-	-	8	-	+ / sr	2010
		оз. Заячье	68.082 N, 33.443 E	Ест.	175	0.01	10.0	5.5	-	-	-	-	-	6	сиг/ щука, налим	+ / sr, mr	2020, 2022, 2024
		оз. Ельявр	67.671 N, 32.652 E	Ест.	162	1.2	20.0	-	-	-	-	-	-	6	-	-/ -	2001
		оз. Печозеро	68.365 N, 37.710 E	Ест.	149	5.8	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2018
		оз. Пермусозеро	68.166 N, 33.357 E	Ест.	142	24.2	12.5	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2010
		оз. Верхняя Пиренга	67.612 N, E 31.821	Иск.	137	88.8	-	-	-	-	-	-	-	12	-	+ / ?	1982
		оз. Нижняя Пиренга	67.643 N, 32.111 E	Иск.	137	72.2		-	-	-	-	-	-	12	сиг/ голец	+ / ?	1981, 1982, 1983, 2004
		оз. Нижнее Чалмозеро	67.657 N, 31.463 E	Ест.	137	20.3	19.0	-	-	-	-	-	-	10	сиг/ хариус	+ / ?	2008
		оз. Охтозеро	67.681 N, 32.252 E	Ест.	137	10.5	45.0	-	-	-	-	-	-	11	-	+ / ?	2000
		оз. Островское	67.815 N, 32.691 E	Ест.	132	1.6	3.5	-	-	-	-	-	-	4	сиг/ хариус	+ / sr	2022
		оз. Мончеозеро	68.022 N, 32.780 E	Ест.	131	38.6	-	-	-	-	-	-	-	7	окунь/ сиг	+ / sr, mr	2022, 2023
		оз. Круглое	68.096 N, 33.304 E	Ест.	131	1.4	7.0	-	-	-	-	-	-	4	сиг/ окунь	+ / sr	2010
		оз. Чунозеро	67.663 N, 32.632 E	Ест.	129	20.8	36.0	-	-	-	-	-	-	12	сиг/ кумжа	+ / sr, mr	2000, 2001
		оз. Нюдьявр	67.924 N, 32.887 E	Ест.	128	2.7	3.0	2.0	-	-	-	-	-	1	ряпушка/ -	-/ -	2016
		оз. Печгуба	68.010 N, 33.434 E	Ест.	127	1.7	-	-	-	-	-	-	-	8	окунь, корюшка/ сиг	+ / sr	2022

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Белое	**Умба**	-	-	-	-	-	-	-	**149/ 0**	**6250**	**123**	**78.2**	**есть**	**15**	**+ / sr**	-
		оз. Имандра	67.552 N, 33.028 E	Иск.	127	876.0	67.0	16.0	-	-	-	-	-	18	сиг/ корюшка, ряпушка	+ / sr, mr	1972, 1973, 1975, 1976, 1978, 1979, 1980, 1981, 1983, 1984, 1985, 1986, ежегодно с 2009 по 2024
		оз. Инчъявр	67.495 N, 34.902 E	Ест.	211	3.1	1.5	-	-	-	-	-	-	4	-	-/ -	2007
		оз. Умбозеро	67.582 N, 34.500 E	Ест.	151	319.4	115.0	15.0	-	-	-	-	-	13	сиг/ голец	+ / sr	1978, 1980, 1982, 2005, 2017, 2018, 2023
		оз. Мунозеро	67.036 N, 33.713 E	Ест.	137	21.0	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	1999
		оз. Верхнее Вороньe	67.398 N, 33.751 E	Ест.	131	2.6	-	-	-	-	-	-	-	3	-	+ / ?	2022
		оз. Нижнее Вороньe	67.430 N, 33.745 E	Ест.	131	1.1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	+ / ?	2022
		оз. Еловое	67.303 N, 33.894 E	Ест.	128	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	+ / ?	2023
		оз. Вилозеро	66.836 N, 35.181 E	Ест.	116	98.6	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2020
		оз. Верхнее Капустное	67.422 N, 34.065 E	Ест.	121	3.4	-	-	-	-	-	-	-	11	-	+ / ?	2010
		оз. Среднее Капустное	67.387 N, 34.059 E	Ест.	115	3.1	-	-	-	-	-	-	-	11	-	+ / ?	1997

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водосема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Белое	**Колвица**	-	-	-	-	-	-	-	**58/ 0**	**1310**	**9**	**14.7**	**есть**	**-**	**-**	**-**
		оз. Колвицкое	67.069 N, 33.452 E	Ест.	59	126.0	20.0	-	-	-	-	-	12	-	+ / ?	2018
	Черная	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**141**	**22**	**-**	**есть**	**6**	**-**	**-**
		оз. Большое Черное	66.721 N, 34.764 E	Ест.	76	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	2024
	Поной	-	-	-	-	-	-	-	**-/ 0**	**15500**	**426**	**170**	**есть**	**10**	**+ / ?**	**-**
		оз. Макаровское	66.924 N, 39.013 E	Ест.	150	4.4	2.0	-	-	-	-	-	-	9	сиг/ -	+ / ?	2002
		оз. Песочное	67.195 N, 37.231 E	Ест.	150	26.4	2.5	-	-	-	-	-	-	8	сиг/ -	+ / ?	2002
		р. Сахарная	67.509 N, 36.541 E	Ест.	-	-	-	-	- / 154	756	-	-	-	7	-	+ / ?	2018
	Варзуга	-	-	-	-	-	-	-	**210/ 0**	**9840**	**254**	**77**	**есть**	**17**	**-**	**+ / ?**	**-**
		оз. Соленое	67.318 N, 34.616 E	Ест.	210	3.0	-	-	-	-	-	-	-	6	-	+ / ?	2002
		оз. Нижнее Капустное	67.346 N, 34.176 E	Ест.	115	8.0	3.2	0.7	-	-	-	-	-	11	-	+ / sr	2018, 2020
		оз. Ингозеро	67.272 N, 34.335 E	Ест.	112	21.0	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2019
		оз. Верхнее Контозеро	67.249 N, 33.716 E	Ест.	79	3.2	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+ / ?	2014
		оз. Нижнее Контозеро	67.182 N, 33.760 E	Ест.	78	7.7	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+ / ?	2014
		оз. Каноозеро	67.027 N, 34.118 E	Ест.	53	84.3	-	-	-	-	-	-		11	-	+ / ?	1996
		оз. Круглое	66.621 N, 34.657 E	Ест.	41	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2024
		р. Ловчорйок	67.536 N, 33.941 E	Ест.	-	-	-	-	580/ -	-	-	-	-	2	-	-/ -	2024
		р. Умболка	67.541 N, 33.977 E	Ест.	-	-	-	-	600/ 150	274	-	-	-	1	кумжа/ -	-/ -	2024

Бассейна моря	Бассейна реки	Исследованный водоем	Координаты (WGS84)	Тип водоема*	Озера				Реки				Всего видов рыб (*n*)	Доминантный/ субдоминантный вид**	Наличие (+), отсутствие (-) сига/ форма сига ***	Период исследования (годы)
					Высота над уровнем моря (м)	Площадь водоема ($км^2$)	Максимальная глубина (м)	Средняя глубина (м)	Высота над уровнем моря (исток/ устье), (м)	Площадь водосборного бассейна ($км^2$)	Длина (км)	Расход воды, ($м^3/с$)	Возможность свободной миграции рыб			
Белое		оз. Верхнее Полисарское	67.266 N, 34.651 E	Ест.	191	8.9	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2000
		оз. Нижнее Полисарское	67.276 N, 34.821 E	Ест.	-	1.2	-	-	-	-	-	-	9	-	+ / ?	2000
		оз. Подкаменник	67.470 N, 35.313 E	Ест.	187	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-/ -	2007
		оз. Голубое	67.456 N, 35.128 E	Ест.	185	0.2	9.0	-	-	-	-	-	5	окунь/ -	-/ -	2007
		оз. Верхнее Панское	67.442 N, 35.180 E	Ест.	176	-	-	-	-	-	-	-	10	-	+ / ?	2007
		оз. Нижнее Панозеро	67.330 N, 35.239 E	Ест.	150	-	-	-	-	-	-	-	9	-	+ / ?	1998
		р. Пана	67.410 N, 35.318 E	Ест.	-	-	-	-	-	2890	-	-	11	-	+ / ?	2008
		р. Варзуга	66.509 N, 36.375 E	Ест.	-	-	-	-	210/ 0	9840	77	254	17	-	+ / ?	2015
	Чаваньга	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**162/ 0**	**1210**	**52**	**-**	**есть**	**9**	**-**	**-**
		оз. Верхнее Ондомозеро	66.373 N, 38.270 E	Ест.	164	55.0	-	-	-	-	-	-	-	9	-	2000
		оз. Среднее Ондомозеро	66.379 N, 38.105 E	Ест.	163	7.0	2.0	1.2	-	-	-	-	-	9	+ / ?	2001
		оз. Нижнее Ондомозеро	66.410 N, 38.028 E	Ест.	163	31.8	-	-	-	-	-	-	-	9	+ / ?	2002

Примечание. * – Ест. – естественный водоем, Иск. – искусственный водоем, ** – доминантные (составляющие > 20% от улова)/ субдоминантные (8-20% от улова) виды рыб (по: Решетников и др., 2011); *** – *sr* – малотычинковая форма сига, *mr* – среднетычинковая форма сига, находящаяся между малотычинковой и среднетычинковой формам. Голец (здесь название используется по отношению только к арктическому гольцу), кумжа (к кумже), хариус (к европейскому хариусу), сиг (к европейскому сигу), ряпушка (к европейской ряпушке), корюшка (к европейской корюшке), щука (к северной щуке), окунь (к европейскому окуню), налим (к налиму).

в оз. Имандра) и в бассейне р. Умба (Ловчоррйок – приток р. Айкуайвенйок, Умболка – впадает в оз. Умбозеро), р. Поной (Сахарная), р. Варзуга (Пана) (Таблица 1).

2.2. Ихтиологические исследования

Обобщение данных о распределении видов рыб во внутренних водоемах СВФ основано на данных Лаборатории водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера (далее ИППЭС) ФИЦ КНЦ РАН, собранных с 1972 по 2024 гг., а также литературных данных и данных, полученных из интервью рыбаков-любителей Мурманской области, достоверность которых не вызвала сомнений. Наибольший объем информации содержится в базе данных ИППЭС, собранной по относительно однородной методике. Рыбу в основном отлавливали стандартными наборами ставных жаберных сетей с размером ячеи от 5 до 60 мм (что обеспечивало вылов рыбы длиной ≥ 5 см) в различных экологических зонах водоемов – литорали, профундали и пелагиали. Названия таксонов от семейства до вида и народные названия рыб приведены по работе Fricke et al. (2024). Для описания и анализа структуры рыбного населения взяты таксоны до ранга вида, кроме европейского сига. У него дополнительно изучалась внутривидовая структура. Выделение экологических форм европейского сига проводилось первым автором на основе числа тычинок на 1-ой жаберной дуге (далее *sp.br.*): малотычинковая – 16-30, среднетычинковая – 31-42, многотычинковая – 43-65 (Правдин, 1954; Решетников, 1980). Также на основе числа прободенных чешуй в боковой линии (*ll*) были выделены малочешуйчатые – 76-83, среднечешуйчатые – 83-86 и многочешуйчатые – 86-98 сиги (Бочкарев, 2022). Подсчет *sp.br.* производили под микроскопом при увеличении × 10. Для выявления особенностей строения 1-ой жаберной дуги сигов также измеряли длину (± 0.1 мм) центральной жаберной тычинки (*lsp.br.*) (Правдин, 1966). Подсчет числа прободенных чешуй в боковой линии проводилось по фотографиям изученных сигов. Цифровые фотографии сигов были сделаны фотоаппаратом Nikon d610 с объективом 60 mm f/2.8G ED AF-S Micro-Nikkor (Бочкарев и др., 2013; Мелехин и др., 2021).

В качестве показателей, отражающих структуру рыбного населения водоема, кроме разнообразия видов и их количества использованы индексы таксономического разнообразия и встречаемость вида в бассейнах рек (Бабий, 2007). Экологические группы рыб по отношению к температуре среды выделены в соответствии с представлениями А.К. Смирнова (2023), по характеру питания – с типичным составом рациона (планктофаги, бентофаги, эврифаги, рыбоядные хищники), по предпочитаемым нерестовым субстратам – по С.Г. Крыжановскому и Н.Н. Дислеру (1949), группы по сезонам нереста разделены на весенне- и осенненерестующие. Выделение «ядра» рыбного населения внутри изученных водоемов проводилось на основе описания их доминантных (составляющие >20% от улова)/ субдоминантных (8-20% от улова) видов рыб (Решетников и др., 2011).

Одним из элементов сравнительных исследований является доступность первичной информации и формирование единой базы данных (Laske et al., 2019; Zubova et al., 2021). Первичные данные в свободном доступе можно найти в GBIF (Zubova et al., 2021) https://www.gbif.org/dataset/281d50e6-3990-4a02-83b1-a6ca3330ee97 и L. https://isling.org/fishes.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Распределение видов рыб в пресноводных водоемах северо-восточной Фенноскандии

Ихтиофауна 128 пресноводных водоемов 22 речных бассейнов СВФ (бассейны Баренцева и Белого морей) включает до 20 нативных и интродуцированных видов рыб, относящихся к 17 родам и 8 семействам (Таблица 2). К семейству лососевые (*Salmonidae*) относится до 40% зафиксированных видов: атлантический лосось *Salmo salar*, кумжа *S. trutta*, горбуша *Oncorhynchus gorbuscha*, радужная форель *O. mykiss*, арктический голец *Salvelinus alpinus*, европейский хариус *Thymallus thymallus*, европейский сиг *Coregonus lavaretus* и европейская ряпушка *C. albula*. К семейству осетровые (*Acipenseridae*) относится сибирский осетр *Acipenser baerii*; к семейству корюшковые (*Osmeridae*) – европейская корюшка *Osmerus eperlanus*; к семейству щуковые (*Esocidae*) – северная щука *Esox lucius*; к семейству окуневые (*Percidae*) – европейский окунь *Perca fluviatilis* и обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernua*; к семейству налимовые (*Lotidae*) – налим *Lota lota*; к семейству карповые (*Cyprinidae*) – обыкновенный гольян *Phoxinus phoxinus*, обыкновенный карп *Cyprinus carpio*, язь *Leuciscus idus* и плотва *Rutilus rutilus*; к семейству колюшковые (*Gasterosteidae*) – девятииглая колюшка *Pungitius pungitius* и трехиглая колюшка *Gasterosteus aculeatus*. Также в приустьевых участках рек вылавливаются такие солонатоводные виды рыб, как европейская камбала *Platichthys flesus* и полярная камбала *Liopsetta glacialis* (*Pleuronectidae*), четырехрогий бычок *Myxocephalus quadricornis* (*Cottidae*), а также арктическая минога *Lethenteron camchaticum* (*Petromizantidae*) и обыкновенный маслюк *Pholis gunnellus* (*Pholidae*) (Крепс и Крогиус, 1924; Крогиус, 1926а; б; Шапошникова, 1940; Берг и Правдин, 1948; Владимирская, 1951; 1956; 1957; Правдин, 1956; Галкин и др., 1966; Ксенозов, 1966; Смирнов, 1977; Сурков, 1966; Колюшев и др., 1985; Шустер, 1985; Моисеенко и Яковлев, 1990; Красовский, 2006; Бабий, 2007; Kashulin et al., 2008; Кашулин и др., 2009б; 2013; Ylikörkkö et al., 2015; Зубова и др., 2020б; Бондарев, 2022; Слуковский и др., 2023; Zubova et al., 2024). Нельма *Stenodus leucichthys* (*Salmonidae*), пелядь *C. peled* (*Coregonidae*), обыкновенный лещ *Abramis brama* и обыкновенный елец *Leuciscus leuciscus* (*Cyprinidae*), морская минога *Petromyzon marinus* (*Petromizantidae*), осетр *Acipenser*

Таблица 2. Список бассейнов рек северо-восточной Фенноскандии с изученной ихтиофауной, 1972-2024 гг.

Название бассейна моря	Название бассейна реки	Сибирский осетр *Acipenser baerii*	Атлантический лосось *Salmo salar*	Кумжа *Salmo trutta*	Горбуша *Oncorhynchus gorbuscha*	Радужная форель *Oncorhynchus mykiss*	Арктический голец *Salvelinus alpinus*	Европейский хариус *Thymallus thymallus*	Европейский сиг *Coregonus lavaretus*	Европейская ряпушка *Coregonus albula*	Европейская корюшка *Osmerus eperlanus*	Северная щука *Esox lucius*	Европейский окунь *Perca fluviatilis*	Обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernua*	Налим *Lota lota*	Обыкновенный карп *Cyprinus carpio*	Язь *Leuciscus idus*	Плотва *Rutilus rutilus*	Обыкновенный гольян *Phoxinus phoxinus*	Девятииглая колюшка *Pungitius pungitius*	Трехиглая колюшка *Gasterosteus aculeatus*	Количество			Fm : Gm : Sp	Родовая насыщенность (Sp:Gm)
																						Семейств (Fm)	Родов (Gm)	Видов (Sp)		
Баренцево	Пасвик			n			n	n	n	i		n	n		n				n	n	n	6 (6)	10 (10)	10 (11)	1 : 1.7 : 1.8	1.0 (1.10)
	Печенга		n	n			n	n	n			n	n		n				n	n	n	6	10	11	1 : 1.7 : 1.8	1.10
	Лотта			n				n	n			n	n		n				n	n	n	6	9	9	1 : 1.5 : 1.5	1.0
	Урица			n			n												n	n	n	3	5	5	1 : 1.7 : 1.7	1.0
	Зарубиха			n			n												n	n	n	3	5	5	1 : 1.7 : 1.7	1.0
	Ура			n			n		n			n			n				n	n	pp	5	7	7	1 : 1.4 : 1.4	1.0
	Тулома		n	n	i	i		n	n	n	i	n	n		n				n	n	n	6 (7)	9 (11)	11 (14)	1 : 1.6 : 2.0	1.22 (1.27)
	Кола		n	n	i				n	n	n	n	n	n	n				n	n	pp	7 (7)	9 (10)	11 (12)	1 : 1.4 : 1.7	1.22 (1.20)
	Роста			n						n									n	n	n	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	озера г. Мурманск											n	n						n	n	n	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Териберка			n			n												n	n	pp	3	4	4	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Воронья			n			n	n	n	n		n	n	n	n			n	n	n	pp	6	11	12	1 : 1.8 : 2.0	1.09
	Иоканга		n	n	i				n			n	pp		n				n	n	pp	6 (6)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.3 : 1.5	1.14 (1.13)
	Варзина		n	n	i		n					n	pp		n				n	n	n	5 (5)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.6 : 1.8	1.14 (1.13)
Белое	Тумча			n				n							n				n	n	pp	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Ковда			n				n					pp		n				n	n	pp	4	5	5	1 : 1.3 : 1.3	1.0
	Нива	i		n	i	i	n	n	n	n	n	n	n	n	n	i	n		n	n	n	7 (8)	13 (16)	14 (18)	1 : 2.0 : 2.3	1.08 (1.13)
	Умба		n	n	i		n	n	n	n		n	n		n		n	n	n	n	n	6 (6)	12 (13)	14 (15)	1 : 1.4 : 2.5	1.17 (1.15)
	Колвица			n			n	n	n	n	n	n	n		n			n	n	n	pp	8	11	12	1 : 1.4 : 1.5	1.09
	Черная											n	n		n			n	n	n	pp	5	6	6	1 : 1.2 : 1.2	1.0
	Поной		n	n				n	n			n	n		n		n	n	n	n	pp	6	10	11	1 : 1.7 : 1.2	1.10
	Варзуга		n	n	i		n	n	n	n	n	n	n	n	n		n	n	n	n	n	7 (7)	14 (15)	16 (17)	1 : 2.4 : 2.4	1.14 (1.13)
	Чаваньга		n	n	i				n			n	n		n				n	n	pp	6 (6)	7 (8)	8 (9)	1 : 1.3 : 1.5	1.14 (1.13)

Примечание: *n* – нативный вид рыб, *i* – интродуцированный вид рыб, pp – вероятно присутствует. В скобках – после интродукции и инвазии видов.

sturio (*Acipenseridae*) и европейский угорь *Anguilla anguilla* (*Anguillidae*) нами не встречены, хотя ареалы этих видов захватывают СВФ или были описаны в пресноводных водоемах района исследования (Берг и Правдин, 1948; Holcik, 1989; Pethon, 1989; Атлас…, 2003). Таким образом, всего в пресноводных водоемах СВФ обитает >10% видов числа пресноводных рыб России (293-295) (Атлас…, 2003).

Основу (69%) нативной ихтиофауны изученных пресноводных водоемов составляет «северная» холодолюбивая группа рыб. К ним относятся атлантический лосось, кумжа, арктический голец, европейский хариус, европейский сиг, европейская ряпушка, европейская корюшка, налим, обыкновенный гольян, трех- и девятииглая колюшки (Таблица 2). Остальные виды рыб (31%) относятся к «южной» теплолюбивой группе – северная щука, европейский окунь, обыкновенный ерш, язь и плотва.

В соответствии с составом рациона питания среди нативных видов рыб СВФ можно четко выделить только узкоспециализированных рыбоядных хищников – налима и северную щуку. Прочих видов рыб можно отнести к эврифагам, так как рационы их питания сильно зависят от условий обитания, онтогенетических особенностей и внутривидовой структуры (Зубова и др., 2018; 2019; 2020а; б; 2022; Слуковский и др., 2023; Zubova et al., 2023; 2024).

К осенненерестующим рыбам относятся представители семейств лососевые и налимовые, к весенненерестующим – корюшковые, щуковые, окуневые, карповые и колюшковые. По нерестовому субстрату выделено пять экологических групп: литофилы (лососевые), фитофилы (щуковые, окуневые, карповые), псаммофилы (корюшковые, карповые), полупелагические (налимовые) и гнездующие (колюшковые). При этом осенненерестующие рыбы предпочитают для нереста лотические биотопы (реки, ручьи, участки водоемов с постоянными выраженными течениями), обеспечивающие адекватные газовый и температурный режимы в течении продолжительного инкубационного периода зимой.

Количество нативных видов рыб в бассейнах средних рек ($S_{водосборного\ бассейна}$ от 2000 до 50000 км^2) (Китаев, 2007) растет в направлении с северо-запада (бассейн р. Пасвик – 11 видов) на юго-восток (бассейн р. Варзуга – 16 видов) (Таблица 1, 2; Рис. 1). В итоге, количество нативных видов рыб больше в бассейнах средних рек, относящихся к бассейну Белого моря, нежели Баренцева. Увеличение таксономического разнообразия к юго-востоку происходит за счет таксонов более высокого ранга (семейств и родов) (Таблица 1, 2), в то время как количество видов, приходящихся на один род (родовая насыщенность) остается примерно одинаковым 1.0-1.22 (Таблица 1, 2). В итоге, крупные и глубокие озера и озерные водохранилища (Умбозеро, Имандра) в бассейне Белого моря отражают фактически весь спектр видов СВФ. Обилие таксонов высокого ранга (семейства и родов) свидетельствует о более высоком разнообразии сообществ (Никольский, 1980). Бóльшая таксономическая насыщенность ихтиофауны крупных олиготрофных/ мезотрофных озер связана в первую очередь с тем, что их экосистемы располагают более широким спектром и плотностью ресурсов среды. Здесь больше биотопов, пространства и тепла (Бабий, 2007). Также в позднеи послеледниковом периоде основная магистраль расселения видов рыб в водоемы СВФ лежала от Финского залива через Карелию, то есть с юга на север (Правдин, 1956).

При сравнении изменения количества рыб в широтном направлении – с севера на юг лучше использовать бассейны малых рек ($S_{водосборного\ бассейна}$ до 2000 км^2) (Китаев, 2007), так как в СВФ они четко разделены, в то время как бассейны средних рек текущих на юг (в Белое море) начинаются севернее чем бассейны рек текущих на север (в Баренцево море) и наоборот (Рис. 1). По полученным данным количество нативных видов рыб в бассейнах малых рек Баренцева моря (Печенга, Урица, Зарубиха, Ура, Роста, Териберка, Варзина) и Белого морей (Тумча, Ковда, Черная, Чаваньга) не различается и варьирует в пределах от 5 до 9 (Таблица 1, 2; Рис. 1). Уменьшение числа видов рыб наблюдаются с увеличением высоты расположения водоема независимо от принадлежности к бассейнам морей (Таблица 1).

Наиболее постоянными нативными видами в изученных бассейнах рек СВФ являются обыкновенный гольян и девятииглая колюшка (100% встречаемость), на втором месте – северная щука и налим (82% встречаемость), на третьем – европейский окунь и европейский сиг (68% и 62% встречаемость соответственно) (Таблица 2). Эти виды формируют облик и структуру рыбного населения водоемов, через них проходит основной поток веществ и энергии (Никольский, 1980). Наиболее непостоянными видами являются европейская корюшка, обыкновенный ерш, язь и плотва (18-27% встречаемость) (Таблица 2).

Почти во всех озерах и озерных водохранилищах средних речных бассейнов рек Баренцева моря (Пасвик, Лотта, Тулома, Кола, Воронья) в уловах доминируют/ субдоминируют относительно постоянные виды рыб европейский сиг и/ или европейский окунь; субдоминантными видами также иногда могут быть арктический голец (в 4% водоемов), европейский хариус (4%), европейская корюшка (4%) или северная щука (8%) (Таблица 1). В русловых водохранилищах этих рек доминантным видом в основном (в 80% водоемов) остается европейский сиг, субдоминатными являются европейский окунь (40%), кумжа (20%) и европейская корюшка (20%). В реках (притоках) доминирует европейский сиг (Таблица 1).

В озерах и озерных водохранилищах средних речных бассейнов рек Белого моря (Нива, Умба, Поной, Варзуга) в уловах также доминирует/ субдоминирует европейский сиг (в 59% водоемов) и окунь (23%), редко доминантно-субдоминантными видами здесь могут являться кумжа, арктический голец, европейская ряпушка, европейская корюшка, северная щука и налим (Таблица 1).

Несмотря на то, что количество нативных видов рыб в бассейнах малых рек Баренцева и Белого морей не различается (см. выше), меняется «ядро» их ихтиоценозов. В бассейнах малых рек Баренцева моря его в основном составляют холодолюбивые виды рыб – кумжа и арктический голец, иногда – северная щука, в то время как в бассейне Белого моря – как холодолюбивые, так и теплолюбивые виды – европейский окунь и европейский сиг, появляется плотва, язь (Таблица 1, 2). Снижение трофности водоемов в тундровой зоне Баренцева моря вкупе с климатическими особенностями данного района (вдоль побережья с запада на восток происходит уменьшение средней годовой температуры и количества осадков, увеличение перепадов температур), возможно, создают условия, к которым наиболее приспособлены арктический голец и кумжа (Агроклиматический…, 1961; Яковлев, 1961; Атлас…, 1971; Попова и Щербина, 2012; Blain et al., 2024). Также проникновение арктического гольца в водоемы СВФ шло (и идет) со стороны Баренцева моря (Правдин, 1956). С увеличением высоты расположения водоема н.у.м. $^{>}$ 300 м (озера в бассейне р. Нива) в уловах преобладает арктический голец и/ или европейская корюшка (Таблица 1). Европейская корюшка здесь является инвазивным видом и в гольцовые горные водоемы проникла примерно 10-15 лет назад по системе р. Большая Белая (Терентьев и др., 2017; Зубова и др., 2020а).

3.2. Распределение европейского сига в пресноводных водоемах северо-восточной Фенноскандии и его внутривидовая структура

Полиморфные виды рыб (прежде всего родов *Salvelinus* и *Coregonus*), обитающие в озерах Арктики, с их относительно несложно организованными экосистемами, давно стали важными объектами при изучении процессов видообразования и эволюции (Schluter, 1996; Bernatchez, 2004; Østbye et al., 2005; 2006; Kahilainen et al., 2007; Бочкарев, 2022; Blain et al., 2024). Свойственное им экологическое видообразование в симпатрии может формировать генетически различающиеся/ не различающиеся экотипы (далее экологические формы), которые выделяются по экологии, морфологии и репродуктивной биологии (Kahilainen and Østbye, 2006; Siwertsson et al., 2010; 2013; Eloranta et al., 2011; Præbel et al., 2013; Зубова и др., 2022). Хотя наблюдаются значительные различия между отдельными экосистемами, видами и популяциями по числу и степени внутривидовой дивергенции, общей чертой является формирование быстро- и медленно растущих экологических форм вдоль градиента ресурсов и/ или среды обитания. Например, градиент от прибрежной (бентосной/ литоральной) зоны до открытой воды (лимнетической/ пелагической) или/ и от планктонных мелких беспозвоночных к крупным бентосным организмам и хищничеству (Klemetsen et al., 2002; Kahilainen et al., 2003; 2005; 2014; Amundsen et al., 2004a; b; Bernatchez, 2004; Knudsen et al., 2006). В целом отмечается, что число симпатрических экологических форм связано с площадью поверхности озера, максимальной и средней глубиной и рядом других абиотических факторов, определяющих биотопическую дифференциацию мест обитания (гидрологический гидрохимический, температурный, световой режимы) (Hayden et al., 2021; Zubova et al., 2022a; Carosi et al., 2023; Solokas et al., 2023; Blain et al., 2024; Esin et al., 2024). Биотические факторы (доступность пищи, хищничество, межвидовая/ внутривидовая конкуренция, паразитизм) также играют роль в дивергенции экологических форм (Bøhn and Amundsen, 1998; Præbel et al., 2013; Bhat et al., 2014; Öhlund et al., 2020; Prati et al., 2021). Антропогенные факторы, такие как изменение климата, строительство плотин, инвазии видов, загрязнение и эвтрофикация, все больше влияют на пресноводные системы и могут в значительной мере определять степень полиморфизма (Мина, 1986; Zubova et al., 2022a; Ålund et al., 2023). Таким образом, возникновение дискретных внутривидовых форм, демонстрирующих дифференцированное использование экологической ниши обычно за счет различий в биологии питания и использовании среды обитания, тесно связано с гетерогенностью окружающей среды. Факторы окружающей среды, включая разнообразие имеющихся местообитаний, могут определять внутривидовую дивергенцию посредством отбора по различным признакам в разных частях озера, реализуя фенотипическую пластичность вида (Öhlund et al., 2020; Blain et al., 2024; Tiddy et al., 2023).

Низкое видовое разнообразие и выраженные ресурсные градиенты северных водоемов упрощают выявление факторов дизруптивного отбора. Но их значимость в процессах видообразования остается не до конца понятной. Остаются вопросы, почему дивергенция проявляется в одних озерах, а в других нет, и каким образом различать факторы ее инициировавшие от поддерживающих.

Европейский сиг (далее сиг), широко распространенный в водах Фенноскандии, демонстрирует высокий фенотипический полиморфизм с выраженной трофической специализацией экологических форм, что приводит к формированию как аллопатрических, так и симпатрических популяций, различающихся по морфологии, жизненному циклу, использованию ниши и генетическим параметрам (Kahilainen et al., 2004; 2007; 2009; 2014; Østbye et al., 2005; Kahilainen and Østbye, 2006; Siwertsson et al., 2008; 2010; 2013; Harrod et al., 2010; Præbel et al., 2013; Zubova et al., 2022a; 2023; 2024 и др.).

Из полученных данных следует, что сиг остается широко распространенным видом в разнотипных пресноводных водоемах СВФ и часто формирует «ядро» ихтиоценозов этих водоемов (Таблица 1). Современное распределение сига в водоемах района исследования во многом определяется микроклиматическими условиями, трофностью водоемов, межвидовой конкуренцией, возможностями для миграции. Гидротехнические сооружения или естественные преграды (пороги, водопады на реках) зачастую являются непреодолимыми препятстви-

ями для сига, но не для остальных лососевых рыб. Сиг практически не встречался в озерах, в которых обитает арктический голец (Таблица 1), что также подтверждается литературными данными (Blain et al., 2024). Это были маленькие и малые по площади горные водоемы, расположенные н. у. м. 208-357 м с максимальными глубинами от 2.0 до 38.5 м, где в основном доминировал голец или высокоширотные малые гольцово-кумужьи водоемы с максимакльными глубинами от 3.5 до 28.0 м в системах малых рек Белого и Баренцева морей (Таблица 1). Совместное обитание этих видов наблюдалось только в единичных средних и крупных по площади глубоководных озерах и озерных водохранилищах таких, как Имандра, Нижняя Пиренга (бассейн р. Нива) и Умбозеро (бассейн р. Умба) (Таблица 1), где возможно более высокое разнообразие сообществ и сосуществование таких полиморфных рыб, как сиг и арктический голец. Сиг также отсутствовал в малых и средних по площади изолированных озерах в черте г. Мурманск и маленьких мелководных (максимальная глубина до 2 м) щуковых водоемах бассейна р. Печенга (Таблица 1).

Изученные водоемы СВФ, где обитает сиг были представлены:

1. естественными маленькими, малыми, средними и крупными озерами площадью 0.01-319.4 км^2 с максимальными глубинами от 1.5 до 115.0 м и расположенными в диапазоне высот н. у. м. 21-216 м (Таблица 1);
2. малыми и крупными озерными водохранилищами площадью 3.2-1040.3 км^2 с максимальными глубинами от 10.0 до 92.0 м и расположенными н. у. м. 21-137;
3. малыми и средними русловыми водохранилищами площадью 3.2-38.5 км^2 с максимальными глубинами 10.0-21.5 м и расположенными н. у. м. 18-118 м;
4. малыми и средними притоками изученных речных систем площадью водосборного бассейна 341-756 км^2 и расположенными н. у. м. исток 137-629 м/ устье 82-127 м (Таблица 1).

Всего была изучена внутривидовая структура сига из 33 разнотипных водоемов 8 средних по водосборному бассейну рек (Пасвик, Лотта, Тулома, Кола, Воронья, Иоканга, Нива и Умба) (Таблица 1). В них обитают как мономорфные популяции сига, представленные только малотычинковой формой, так и полиморфные популяции, представленные малотычинковой (далее *sr*) и среднетычинковой (*mr*) формами (Таблица 3, Рис. 2а). Последние могут образовывать дополнительные формы медленно- и быстрорастущих сигов. В итоге в одном водоеме может сосуществовать до 4-х форм сига (Зубова и др., 2019; Zubova et al., 2022a; 2023). Также в верхних малых водохранилищах Пасвика встречаются сиги с промежуточным строением жаберного аппарата (*sr-mr*) (Таблица 3, Рис. 2а), что связано с нарушением нерестилищ *sr* и *mr* форм сигов и/ или с интродуцированием европейской ряпушки в систему р. Пасвик (Amundsen et al., 1993; 1997; 1999; Bøhn and Amundsen, 1998; Zubova et al., 2022a; 2023). *Sr* и *sr-mr* формы сига в основном вылавливались в литоральной и профундальной экологических зонах водоемов и имели бентосный тип питания, *mr* – в литоральной и пелагиальной зонах и имели как бентосный, так и смешанный типы питания (Zubova et al., 2023). По нашим данным *mr* сиги, обитающие симпатрично с *sr* формой, значительно уступали в численности последним (Таблица 3). Исключение составили водоемы системы р. Пасвик (например, оз. Куэтсъярви), где *mr* форма преобладала над *sr* формой в среднем в 2 раза (Таблица 3). В целом, *sr* сиг в изученных водоемах Мурманской области был представлен особями с числом тычинок на первой жаберной дуге от 15 до 31, относительная длина его центральной жаберной тычинки варьировала в пределах 7.0-19.0% (Таблица 3, Рис. 2а). У *mr* формы сига эти же показатели варьировали в пределах 27-45 тычинок и 10.0-26.0% соответственно (Таблица 3, Рис. 2а). *Sr* сиги с наименьшими средним числом тычинок и наименьшей относительной длиной центральной жаберной тычинки на первой жаберной дуге обитают в водоемах системы р. Тулома (21 тычинка, 7.7%) (Таблица 3), наибольшие значения этих показателей характерны для *sr* сигов из водоемов бассейнов рек Пасвик, Умба и Воронья (25-27 тычинок, 12.7-13.1%) (Таблица 3). *Mr* сиги из водоемов бассейна р. Пасвик имели значимо меньшее ($p = 0.001$) среднее число тычинок на первой жаберной дуге нежели *mr* сиги из водоемов бассейна р. Нива (33-34 против 37) (Таблица 3). При этом, направленного изменения числа тычинок на первой жаберной дуге у *sr* и *mr* форм сига как в широтном, так и долготном направлениях нами не обнаружено (учитывались размеры выборок рыб $\geq$30 экз.). Также на основе наших данных по сигам из водоемов Мурманской области установлено активное функционирование жаберного аппарата у рыб, поскольку минимальные длины пищевых организмов у форм сига *sr* и *mr* иногда были меньше или равны расстоянию между жаберными тычинками рыб (Zubova et al., 2023).

В выделенных группировках *sr* и *mr* сигов из изученных водоемов также присутствуют как мало-, средне-, так и многочешуйчатые особи: число прободенных чешуй в боковой линии в целом для выборок варьировало от 76 до 109 (Таблица 3, Рис. 2б). Между числом прободенных чешуй в боковой линии у *sr* формы сига и широтой (в направлении с юга на север) наблюдается значимая ($p = 0.05$) отрицательная зависимость ($r = -0.98$), между числом прободенных чешуй в боковой линии и долготой (в направлении с запада на восток) – положительная зависимость ($p = 0.05$) ($r = 0.72$) (учитывались размеры выборок рыб $\geq$30 экз.).

Изученные формы сига СВФ имеют различия не только в строении жаберного аппарата и питании, но и в возрасте, росте и созревании рыб (Зубова, 2015; Zubova et al., 2022a; 2023). Разница в структуре популяций сига наблюдается не только между водоемами различных речных бассейнов, но и внутри бассейнов (Зубова, 2015; Zubova et al., 2022a; 2023). Максимальный возраст сига зафик-

Таблица 3. Число тычинок на первой жаберной дуге *(sp.br.*), *n*, относительная длина центральной жаберной тычинки на первой жаберной дуге (*lsp.br.*), % и число прободенных чешуй в боковой линии (*ll*), *n* у различных форм европейского сига *Coregonus lavaretus* в исследованных водоемах северо-восточной Фенноскандии, 2000-2024 гг.

Название бассейна моря	Название бассейна реки	Исследованный водоем	Форма сига	*sp*.br. (*n*)	*lsp*.br. (%)	*ll* (*n*)	Период исследования, годы
Баренцево	Пасвик	водохранилище Кайтакоски	*sr-mr*	23.5 ± 1.0 19 – 28 (6)	-	-	2019
		водохранилище Янискоски	*sr-mr*	25.1 ± 0.6 19 – 34 (37)	14.1 ± 0.5 9.7 – 22.3 (34)	91.0 ± 0.7 79 – 98 (32)	2019, 2021
		водохранилище Раякоски	*sr-mr*	26.1 ± 0.4 20 – 34 (65)	13.3 ± 0.3 8.9 – 17.9 (58)	91.0 ± 3.0 88 – 97 (3)	2012, 2013, 2021
		озеро Риуттикъяуре	*sr*	28.8 ± 0.7 27 – 31 (6)	-	-	2013
		озеро Виртуовошъяур	*sr*	24.5 ± 0.2 19 – 28 (101)	13.1 ± 0.2 7.8 – 18.1 (100)	-	2013
		озеро Ала-Наутсиярви	*sr*	22.7 ± 0.5 21 – 24 (6)	-	-	2013
		озеро Иля-Наутсиярви	*sr*	25.9 ± 0.6 19 – 31 (23)	13.0 ± 0.5 10.0 – 17.7 (20)	-	2013
		озеро Воуватусъярви	*sr*	24.0 ± 0.2 16 – 30 (247)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005
			mr	34.3 ± 0.3 30 – 43 (74)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005
		озеро Куэтсъярви	*sr*	23.2 ± 0.17 15 – 31 (290)	11.0 ± 0.17 6.6 – 19.0 (132)	85.2 ± 0.6 76 – 99 (69)	2012, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
			mr	33.0 ± 0.12 27 – 42 (461)	17.7 ± 0.25 10.0 – 26.0 (191)	87.4 ± 0.42 76 – 99 (137)	2012, 2015, 2020, 2022, 2023, 2024
		озеро Клистерватн	*sr*	23.8 ± 0.1 16 – 29 (340)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012
			mr	33.3 ± 0.3 28 – 39 (56)	-	-	2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012
	Лотта	озеро Кочеяур*	*sr*	22.0 - (-)	-	87.5 - (-)	2002, 2005, 2007, 2009, 2010
	Тулома	озеро Хутоявр	*sr*	21.3 ± 0.38 18 – 26 (27)	7.7 ± 0.44 4.0 – 11.6 (25)	90.6 ± 1.17 82 – 96 (14)	2022, 2023
			mr	33.8 ± 1.02 30 – 36 (5)	17.0 ± 1.12 13.6 – 20.0 (5)	89.7 ± 2.33 85 – 92 (3)	2022, 2023
		Нижнетуломское водохранилище	*sr*	20.7 ± 0.10 16 – 28 (377)	11.8 ± 0.13 6.7 – 18.2 (201)	87.6 ± 0.58 80 – 98 (55)	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
			mr	35.5 ± 3.50 32 – 39 (2)	15.9 ± 3.95 11.9 – 19.8 (2)	-	2018, 2019, 2020, 2021, 2022
		река Тулома	*sr*	22.5 ± 0.12 15 – 29 (12)	13.0 ± 0.73 10.7 – 16.8 (9)	-	2020, 2021, 2022
	Кола	озеро Пулозеро	*sr*	25.8 ± 0.53 21 – 29 (16)	12.4 ± 0.48 9.1 – 15.0 (14)	-	2022, 2023
	Воронья	озеро Нижний Цагявр	*sr*	26.5 ± 0.30 22 – 30 (44)	12.5 ± 0.22 10.5 –14.6 (31)	-	2021
			mr	32.6 ± 1.08 28 – 37 (9)	15.3 ± 0.74 13.5 –17.8 (5)	-	2021
		озеро Ловозеро	*sr*	23.2 ± 0.78 18 – 31 (24)	-	-	2010, 2023
			mr	34.5 ± 0.70 31 – 40 (13)	-	-	2010, 2023
	Иоканга	озеро Колмозеро	*sr*	24.4 ± 0.47 18 – 30 (37)	12.9 ± 0.33 9.2 –18.3 (37)	-	2023
			mr	33.3 ± 1.86 31 – 37 (3)	17.0 ± 0.52 16.2 –18.0 (3)	-	2023
		река Юнка	*sr*	25.1 ± 0.45 23 – 27 (9)	13.5 ± 0.40 12.1 – 15.5 (9)	-	2023

Название бассейна моря	Название бассейна реки	Исследованный водоем	Форма сига	*sp*.br. (*n*)	*lsp*.br. (%)	*ll* (*n*)	Период исследования, годы
Белое	Нива	озеро Ковдор	*sr*	25.3 ± 0.54 21 – 30 (16)	-	-	2004
			mr	45 - (1)	-	-	2004
		озеро Травяное	*sr*	24.3 ± 1.20 22 – 26 (3)	-	-	2010
		озеро Заячье	*sr*	23.2 ± 0.47 17 – 28 (29)	13.0 ± 0.63 8.8 – 17.8 (15)	95.0 ± 6.0 89 – 101 (2)	2020, 2022, 2024
			mr	30.7 ± 0.41 29 – 33 (9)	15.9 ± 0.54 13.5 – 17.3 (7)	86.0 ± 1.0 85 – 87 (2)	2020, 2022, 2024
		озеро Островское	*sr*	27.0 ± 0.0 27 – 27 (3)	11.1 ± 0.68 9.7 – 11.8 (3)	87.3 ± 2.96 83 – 93 (3)	2022
		озеро Мончеозеро	*sr*	26.0 ± 2.0 24 – 28 (2)	13.1 ± 0.30 12.8 – 13.4 (2)	-	2022, 2023
			mr	38.0 ± 0.0 38 – 38 (2)	18.8 (1)	-	2022, 2023
		озеро Круглое	*sr*	26.5 ± 1.07 20 – 29 (8)	-	-	2010
		озеро Чунозеро	*sr*	23.6 ± 0.18 18 – 28 (130)	-	-	2000, 2001
		озеро Печгуба	*sr*	28.1 ± 0.50 24 – 31 (14)	12.2 ± 0.60 7.3 – 16.4 (14)	-	2022
		озеро Имандра	*sr*	23.3 ± 0.07 15 – 30 (978)	10.1 ± 0.07 5.2 – 15.6 (595)	94.6 ± 0.37 83 – 109 (161)	ежегодно с 2011 по 2024
			mr	36.8 ± 1.45 29 – 43 (34)	16.0 ± 0.60 9.8 – 20.2 (21)	-	ежегодно с 2011 по 2024
		река Куреньга	*sr*	29.0 (1)	-	-	2018
			mr	32.0 ± 1.08 30 – 35 (4)	-	-	2018
		озеро Пинозеро	*sr*	23.2 ± 0.57 20 – 27 (13)	9.7 ± 0.34 8.5 – 11.7 (13)	-	2023
		река Нива	*sr*	25.7 ± 1.76 23 – 29 (3)	12.9 ± 0.38 12.5 – 13.7 (3)	-	2024
	Умба	озеро Умбозеро	*sr*	25.6 ± 0.32 22 – 30 (48)	12.7 ± 0.28 9.3 – 15.7 (39)	92.9 ± 0.88 88 – 101 (16)	2005, 2017, 2018, 2023
		озеро Нижнее Капустное	*sr*	21.5 ± 0.39 17 – 25 (28)	11.2 ± 0.38 9.4 –15.9 (19)	-	2018, 2020

Примечание. *Sr* – малотычинковая форма сига, *mr* – среднетычинковая форма сига, *sr-mr* – форма сига, находящаяся между малотычинковой и среднетычинковой формами. Над чертой представлено среднее значение признака и его стандартная ошибка, под чертой – минимальное и максимальное значение признака, в скобках – число исследованных особей, *n* * – по Кашулин (1999).

сирован в относительно чистых водоемах верхнего течения р. Пасвик у *sr-mr* и *sr* форм и составил 14+ лет (Зубова, 2015). По наблюденному линейному и весовому росту выделено 3 группы сигов – крупные, мелкие и средние; это подтверждено исследованиями темпов линейного роста (Зубова, 2015; Zubova et al., 2022a). Темпы линейного роста изученных сигов в большей степени определяются уровнем трофности мест их обитания и в меньшей степени – иными факторами (уровень токсической нагрузки, морфология водоема и др.) (Зубова, 2015; Зубова и др., 2016). Выявлено, что быстрорастущие *sr-mr* сиги из водохранилищ верхнего течения р. Пасвик, *sr* и *mr* сиги из оз. Имандра бассейна р. Нива и *sr* сиги озер Умбозеро и Нижнее Капустное бассейна р. Умба, начинают созревать в возрасте 3+-4+ лет, достигая длин 200-305 мм и массы – 151-363 г. При этом, более высокий темп линейного роста сигов в первый год жизни приводит к более раннему модальному возрасту созревания рыб (Зубова, 2015; Zubova et al., 2022a). Исключение составило оз. Куэтсъярви (нижнее течение р. Пасвик): наблюдается обратная зависимость – чем медленнее растут сиги – тем раньше они созревают. Самые медленнорастущие сиги Мурманской области из оз. Куэтсъярви (*sr1* и *mr1*) начинают созревать в возрасте 2+ при наименьших длинах 100-116 мм и массе 7-14 г (Зубова, 2015; Зубова и др., 2019; Zubova et al., 2022a).

По нашим данным наблюдается положительная связь между количеством форм в популяциях сига и площадью и максимальной глубиной водоема (Рис. 3а, б). Так, мономорфные популяции *sr* формы сига были зафиксированы в основном в естественных маленьких и малых сигово-окуневых озерах (85%) речных бассейнов Пасвик, Лотта, Кола, Нива и Умба площадью 0.7-9.0 км^2 с малыми-средними максимальными глубинами от 1.5 до 13.0 м, распо-

ложенными н. у. м. 115-190 м (Таблица 1, Рис. 3а, б). Исключение составили среднее (Пинозеро) и большое (Умбозеро) по площади озера бассейнов рек Нива и Умба соответственно. Умбозеро является сигово-гольцовым водоемом с очень большими максимальными глубинами (до 115.0 м) (Таблица 1, Рис. 3а, б). На речных и озерно-речных участках зарегулированных рек Тулома и Нива также вылавливался только *sr* сиг (Таблица 1). В то время как диморфные симпатрические популяции *sr* и *mr* сига обитают в основном в средних и больших озерах и водохранилищах озерного типа и их малых притоках бассейнов рек Пасвик, Воронья, Иоканга, Тулома и Нива площадью 13.9-1040.3 км^2 с бóльшими максимальными глубинами от 5.0 до 92.0 м, расположенными н.у.м. 18-216 м (Таблица 1, Рис. 3а, б). Это также в основном сигово-окуневые водоемы (60%), но их дополняют сигово-щуковые, сигово-кумужьи и сигово-ряпушко-корюшковые водоемы (Таблица 1). Среди изученных здесь озер также есть исключения: симпатричное обитание *sr* и *mr* сига было обнаружено в трех маленьких сигово-щуковых и сигово-ряпушковых озерах площадью от 0.01 до 0.8 км^2 (бассейны рек Воронья и Нива). Максимальная глубина этих озер составила 2.0, 10.0 и 24.1 м, они располагались н.у.м. 171-211 м (Таблица 1, Рис. 3а, б). Также диморфные популяции сига встречались и в среднем по площади и по глубине русловом водохранилище – Нижнетуломском (бассейн р. Тулома) (Таблица 1, Рис. 3а, б). В малых неглубоких русловых водохранилищах (Кайтакоски, Янискоски, Раякоски) бассейна р. Пасвик встречались сиги с промежуточным между *sr* и *mr* строением жаберной дуги (Таблица 1, Рис. 3а, б) (Zubova et al., 2022a; 2023). Представленные закономерности распределения внутривидовых группировок сига в водоемах СВФ в целом соответствуют выводам, которые были сделаны ранее (Siwertsson et al., 2010; Blain et al., 2024).

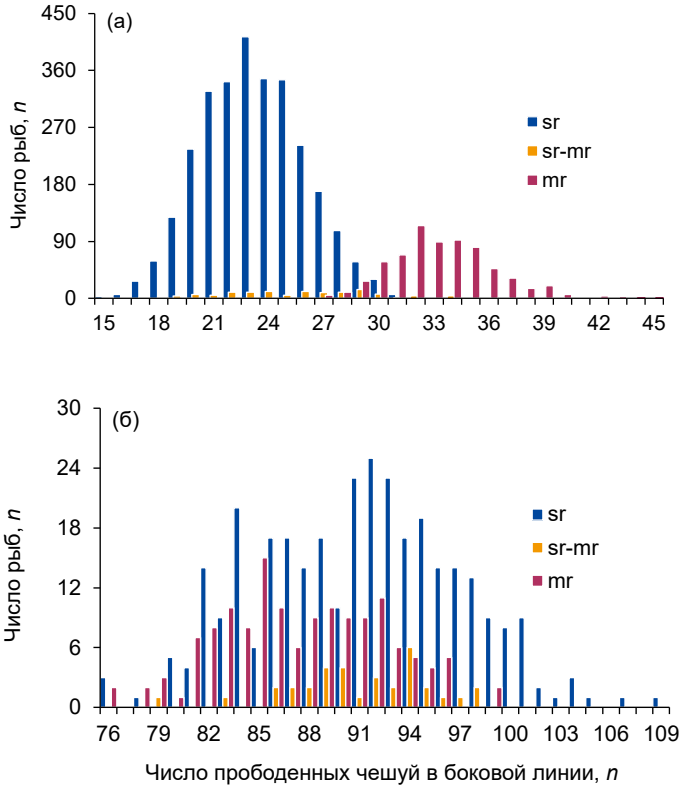


Рис.2. Распределение европейского сига по числу тычинок на первой жаберной дуге, *n* (а) и числу прободенных чешуй в боковой линии, *n* (б), в изученных водоемах северо-восточной Фенноскандии, 2000-2024 гг. *Sr* – малотычинковая форма сига, *mr* – среднетычинковая форма сига, *sr-mr* – форма сига, находящаяся между малотычинковой и среднетычинковой формами.

3.3. Изменения структуры рыбной части населения в пресноводных водоемах северо-восточной Фенноскандии

В настоящее время структура рыбной части сообществ водоемов СВФ претерпевает существенные изменения. Так, в последние десятилетия в оз. Имандра (бассейн р. Нива) получила массовое распространение европейская корюшка, став наравне с сигом и европейской ряпушкой субдоминантным/доминантным видом (Терентьев и др., 2017; Зубова и др., 2020б; Zubova et al., 2022a). Основу рыбной части сообщества оз. Имандра в середине прошлого столетия составляли европейская ряпушка и сиг. В уловах повсеместно встречался арктический голец и кумжа (Галкин и др., 1966; Беляева и др., 1969; Зубова и др., 2020б). В северном плесе озера Имандра Большой Имандре в 1960-х гг. доля сига в уловах составляла от 40 до 73%, арктического гольца – 19-31%. На долю европейской корюшки в этот период приходилось около 0.5% (Беляева и др., 1969). В начале 1970-х гг. в южном плесе озера Имандра Бабинской Имандре сиг в уловах по численности составлял 38-57%, арктический голец – 34-45%. Для центрального плеса озера Йокостровской Имандры в указанный период встречаемость сига в уловах соответствовала 45% (Чижиков и др., 1976). Интенсификация процессов глобального и регионального промышленного загрязнения на протяжении последующих десятилетий в совокупности с неблагоприятным гидрологическим режимом (зимняя сработка воды до 3-4 м) и изменением климата, прекращение искусственного воспроизводства сига в 90-е годы прошлого века, браконьерский вылов сига и арктического гольца на нерестилищах, неразумные меры регулирования промысла (временный запрет на вылов европейской корюшки) привели к серьезным нарушениям типичной структуры рыбной части сообщества оз. Имандра (Моисеенко и Яковлев, 1990; Моисеенко и др., 2002; Решетников и др., 2011; Зубова и др., 2020б). В настоящее время критически сократилась доля лососевых видов рыб: доля кумжи и арктического гольца в уловах составляет не более 1-2% во всех плесах Имандры (см. выше о совместной встречаемости). Численность хищных видов рыб (северная щука, налим) также крайне низка (1-4% от уловов). При этом успешная стратегия воспроизводства в реках, исключающая негативное влияние флуктуаций гидрологического и гидрохимического режимов оз. Имандра, достаточная обеспеченность

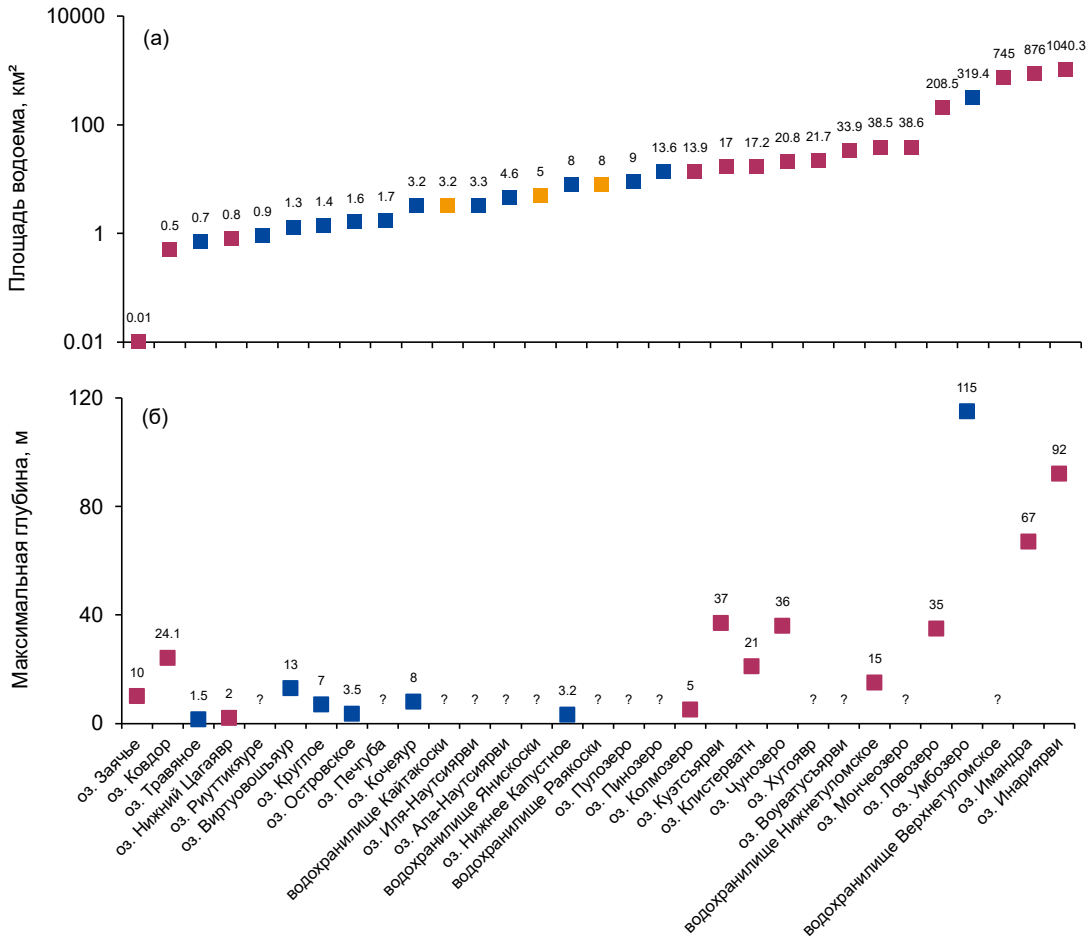


Рис.3. Распределение изученных водоемов северо-восточной Фенноскандии с моно- (■), диморфными (■) и промежуточными (■) популяциями европейского сига *Coregonus lavaretus* по площади, км² (а) и максимальной глубине, м (б) водоема.

кормовыми ресурсами, обеспечивают европейской корюшке субдоминирование/ доминирование в структуре сообщества озера. Следует отметить, что численность вида стабильно растет, несмотря на ее практически неограниченный вылов в период нереста. Кроме того, для корюшки в последние годы отмечено активное саморасселение в речных системах бассейна оз. Имандра (Терентьев и др., 2017).

Другим примером значительных перестроек структуры рыбной части населения могут быть водоемы бассейна рек Пасвик и Тулома. Вселение новых видов рыб, обладающих широкой экологической валентностью, приводит к радикальным изменениям структуры ихтиоценозов. Так, вселение европейской ряпушки внесло значительные изменения в структуру рыбной части сообщества водоемов системы р. Пасвик. Европейская ряпушка, акклиматизированная в финском оз. Инари в 60-х годах XX века, из которого вытекает р. Пасвик, распространена в настоящее время по всей системе реки. Ярковыраженный планктонофаг с более эффективным цедильным аппаратом, европейская ряпушка, безусловно, выигрывает в конкуренции со среднетычинковым сигом. Происходит вытеснение среднетычинковых сигов из пелагической зоны в профундальную и литоральную. Переходя на питание бентосными и воздушными организмами, среднетычинковые сиги создают конкуренцию малотычинковым. Таким образом, вторжение европейской ряпушки оказывает косвенное отрицательное влияние и на малотычинковых сигов (Решетников, 1980; Кашулин и др., 1999; Nilsson, 1979; Amundsen et al., 1999; Kelly et al., 2022; Zubova et al., 2022a; 2023). В настоящее время в водохранилищах верхнего течения р. Пасвик (Кайтакоски, Янискоски, Раякоски) зафиксировано сужение диапазона числа тычинок сига от 16-44 до 20-34, на диаграммах распределения сигов по числу тычинок на первой жаберной дуге отсутствует четкая бимодальность (Zubova et al., 2022a; 2023). При этом численность европейской ряпушки в изученных водоемах как верхнего, так нижнего течения Пасвика снизилась, ее доля в уловах в настоящее время не превышает 1-5% (Zubova et al., 2022a; 2023). Несмотря на то, что, она впервые была зарегистрирована в оз. Куэтсъярви (нижнее течение р. Пасвик) в 1995 г., ее численность в последующие годы росла не такими быстрыми темпами, как это наблюдалось в верхнем течении системы р. Пасвик (оз. Воуватусъярви или Рускебухта) в 1991-95 гг. (Amundsen et al., 1999). Это связано, скорее всего, с отсутствием подходящих условий для нереста европейской ряпушки в озере, и пополнение ее численности происходит за счет миграции рыб из р. Пасвик. Уменьшение численности ряпушки в уловах, возможно, связано также с увеличением численности европейского окуня в водоемах р. Пасвик, который начал питаться ряпушкой. Так, в оз. Куэтсъярви в желудках европейского окуня с

длиной тела 128 мм и более обнаружены виды рыб: европейский окунь, девятииглая колюшка, европейская ряпушка (Zubova et al., 2022a; 2023; Smalås et al., 2023).

С целью репродуцирования кормовой базы для лососевидных хищников, в Верхнетуломском водохранилище (бассейн р. Тулома) в период с 1979 по 1985 гг. было выпущено 258.8 млн. личинок мелкой европейской корюшки из Онежского озера (Митенев и др., 2007). В водохранилище европейская корюшка хорошо адаптировалась (дала многочисленное потомство) и по темпу роста значительно превзошла свою родственницу из Онежского озера (Неличик, 1998). В настоящее время она распространена по всей системе р. Тулома и в Нижнетуломском водохранилище согласно нашим уловам занимает второе место по численности после сига. У особей европейской корюшки водохранилища длиной 150-222 мм с исследованными желудками большее значение в питании имеет рыба – девятииглая колюшка и европейская ряпушка: согласно индексу относительной значимости (*IR*) = 99.0% (Zubova et al., 2024).

Таким образом, в изученных внутренних пресноводных водоемах СВФ мы наблюдаем общую тенденцию перехода сигово-лососевых водоемов к сигово-окуневым или сигово-корюшковым по комплексу причин. Резюмируя можно сказать, что эти сукцессионные процессы связаны с радикальными изменениями условий обитания рыб под воздействием глобальных и региональных факторов (Кашулин и др., 2018; Зубова и др., 2020б; Ylikörkkö et al., 2015; Zubova et al., 2022a). Вследствие особенностей распространения воздушных масс Северного полушария Земли большая часть загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу в индустриально развитых регионах, переносится в Арктику, где они осаждаются и накапливаются в экосистемах. Значительную роль играют и местные источники загрязнения: тяжелые металлы являются приоритетными поллютантами региона (Моисеенко, 1991; Кашулин и др., 1999; 2018). Существенную роль в изменении условий обитания в арктических регионах играют изменения климата, имеющие глобальный характер, и хотя общая направленность таких изменений неоднозначна, а в отдельных районах может иметь разнонаправленный характер, не вызывает сомнения разбалансировка климатической системы, снижение стабильности, увеличение ее, по образному выражению академика Ю.И. Израэля, «нервозности». В последние годы в высоких широтах регистрируются наибольшие уровни проявления признаков глобальных и региональных преобразований климатических процессов, включая аномальные отклонения температуры на фоне тренда на потепление (Polyakov et al., 2002; McBean et al., 2005; ACIA, 2005; Ylikörkkö et al., 2015; Кашулин и Беккелунд, 2022; Smalås et al., 2023). Эвтрофирование, изменение температурного и гидрологических режимов водоемов высоких широт, дают преимущество весенне-нерестующим видам рыб с более широкой зоной эколого-физиологического оптимума, имеющие широкий спектр пищевых объектов и способные образовывать внутривидовые группировки в водоеме такие, например, как европейский окунь и европейская корюшка (Зубова и др., 2020а; б; Sa´nchez-Herna´ndez et al., 2021).

Благодарности

Работа выполнена в рамках двух тем НИР FMEZ-2025-0061 «Оценка и прогноз состояния арктических пресноводных экосистем в условиях потепления климата и современных вариаций антропогенной нагрузки» и FMEZ-2024-0014 «Мониторинг природных объектов в условиях изменения климата, специфических природных геохимических ландшафтов, урбанизации и промышленного освоения Арктики».

Выражаем особую благодарность рыбаку-любителю Макогонюку С.Н. за предоставленную подробную информацию о распределении видов рыб в некоторых водоемах Мурманской области, Бочкареву Н.А. (ИСиЭЖ СО РАН) и Кахилайнену К.К. (Университет Хельсинки, Финляндия) за ценные замечания, высказанные при обсуждении результатов.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Агроклиматический справочник по Мурманской области. 1961. Ленинград: Гидрометеоиздат.

Атлас Мурманской области. 1971. Москва.

Атлас пресноводных рыб России: в 2 томах. 2003. В: Решетников Ю.С. (Ред.). Москва: Наука.

Бабий А.А. 2007. Характеристика структуры рыбной части сообществ крупных пресных водоемов Восточной Фенноскандии. Биология внутренних вод 2: 88–99.

Беляева Г.В., Чижиков В.В., Долнин Т.В. 1969. Комплексное изучение и охрана оз. Большая Имандра. Апатиты: КНЦ РАН.

Берг Л.С., Правдин И.Ф. 1948. Рыбы Кольского полуострова. Ленинград: Известия ВНИОРХ.

Бондарев О.В. 2022. Видовой состав рыб губы Белокаменная (Кольский залив) в мае и августе-октябре 2022 года. Труды Кольского научного центра РАН. Серия: Естественные и гуманитарные науки 2 (3): 5–9.

Бочкарев Н.А. 2022. Сиги комплекса *Coregonus lavaretus* (Pisces: *Coregonidae*) из водоемов Сибири: филогеография и филогения. Автореф. дис. … докт. биол. наук, ФБГУН Институт систематики и экологии животных СО РАН, Новосибирск, Россия.

Бочкарев Н.А., Зуйкова Е.И., Политов Д.В. 2013. Дополнительные возможности сбора и регистрации морфологическихданныхурыб. В: Сборник материалов международной конференции «Биология, биотехника разведения и состояние запасов сиговых рыб». Тюмень, С. 32–36.

Владимирская М.И. 1951. Рыбы озер центральной части Кольского полуострова. Отчет фондов Лапландского государственного заповедника.

Владимирская М.И. 1956. Сиги бассейна оз. Имандра. Вопросы ихтиологии 6: 136–148.

Владимирская М.И. 1957. Хариус из озер северо-западного участка бассейна озера Имандра. Зоологический журнал 36 (5): 729–736.

Галкин Г.Г., Колюшев А.А., Покровский В.В. 1966. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области. В: Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел, Мурманск, С. 177–193.

Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. 2010. Халькофильные элементы (Hg, Cd, Pb, As) в озере Умбозеро, Мурманская область. Водные ресурсы 37 (4): 461–476.

Даувальтер В.А., Сандимиров С.С., Денисов Д.Б. и др. 2023. Экологическое состояние озера Имандра: в 2-х томах. Т.1: Гидролого-геохимические условия. Апатиты: ФИЦКНЦ РАН.

Денисов Д.Б., Валькова С.А., Кашулин Н.А. 2009. Современные тенденции изменения биоты пресноводных экосистем Мурманской области. Вестник МГТУ 12 (3): 525–538.

Денисов Д.Б., Валькова С.А., Даувальтер В.А. и др. 2020. Лимнологические исследования Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН. Труды Кольского научного центра 11 (6-19): 68–86. DOI: 10.37614/2307-5252.2020.6.19.006

Зубова Е.М. 2015. Линейный рост европейского сига *Coregonus lavaretus* (L.) в антропогенно-модифицированных водоемах европейской субарктики (на примере Мурманской области). Автореф. дис. … канд. биол. наук. ПГНИУ, Пермь, Россия.

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. 2015. Линейный рост малотычинкового сига *Coregonus lavaretus lavaretus* (L.) (*Coregonidae*) Бабинской Имандры (оз. Имандра). Биология внутренних вод 1: 81–92.

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. и др. 2016. Линейный рост малотычинкового сига *Coregonus lavaretus* (*Coregonidae*) озера Имандра (Мурманская область). Вопросы ихтиологии 56 (4): 463–473. DOI: 10.7868/S0042875216040214

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. и др. 2018. Новые данные по морфологическим особенностям жаберного аппарата мало- и среднетычинковой форм сига *Coregonus lavaretus* (L.) из крупнейшего субарктического озера. Биология внутренних вод 4: 63–74. DOI: 10.1134/S0320965218040150

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. 2019. Биотическая симпатрия сига *Coregonus lavaretus* (L.) оз. Куэтсъярви (система р. Пасвик, Мурманская область). Принципы экологии 2: 29–51. DOI: 10.15393/j1.art.2019.8502

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. 2020. Новые данные по питанию доминантных видов рыб в горных озерах Большой и Малый Вудъявр (Хибины, Мурманская область). Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН 17: 207–212. DOI: 10.31241/FNS.2020.17.038

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. 2020. Современные биологические характеристики сига *Coregonus lavaretus*, европейской ряпушки *C. albula* и европейской корюшки *Osmerus eperlanus* оз. Имандра. Вестник Пермского университета. Биология 3: 210–226. DOI: 10.17072/1994-9952-2020-3-210-226

Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. и др. 2022. Морфоэкологическая и генетическая дифференциация симпатрических форм сига озера Куэтсъярви (бассейн реки Пасвик, Мурманская область). Успехи современной биологии 142 (5): 498–509. DOI: 10.31857/S0042132422050131

Кашулин Н.А. 1994. Реакция сиговых рыб на загрязнение субарктических водоемов тяжелыми металлами: Авто реф. дис. … канд. биол. наук. ПетрГУ, Петрозаводск, Россия.

Кашулин Н.А. 2000. Ихтиологические основы биоиндикаци загрязнения среды тяжёлыми металлами.. Автореф. дис. … докт. биол. наук. ПетрГУ, Петрозаводск, Россия.

Кашулин Н.А. 2004. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амундсен П.-А. 1999. Рыбы пресноводных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Кашулина Т.Г. и др. 2005. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч. 1: Ковдорский район. Апатиты: КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Ильяшук Б.П. и др. 2006. Современные подходы к оценке процессов трансформации пресноводных экосистем Севера. В: Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований: 197–218.

Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. 2007. Самоочищающаяся способность техногенно-трансформированного заполярного водоема (оз. Нюдъявр, Мурманская область). Инженерная экология 4: 45–63.

Кашулин Н.А., Денисов Д.Б., Сандимиров С.С. и др. 2009. Антропогенные изменения водных экосистем Хибинского горного массива (Мурманская область). Т. 2. Апатиты: КНЦРАН.

Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. и др. 2009. Экологический каталог озер Мурманской области: северо-западная часть Мурманской области и приграничные территории сопредельных стран. В 2-х частях. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. и др. 2010. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: восточная часть (бассейн Баренцева моря). В 2-х частях. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. и др. 2012. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: юго-восточная часть (бассейн Белого моря). Ч. 2. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А. и др. 2013. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: центральный и юго-западный районы Мурманской области (бассейны Баренцева и Белого морей и Ботнического залива Балтийского моря). В 2-х частях. Апатиты: КНЦ РАН.

Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Денисов Д.Б. и др. 2018. Комплексные исследования пресноводных экосистем Фенноскандии. Труды Кольского научного центра РАН. Науки о Земле и смежные экологические науки 9: 34–86. DOI: 10.25702/KSC.2307-5252.2018.9.9.34-86

Кашулин Н.А., Беккелунд А.К. 2022. Изменения климата и цветение арктического озера Имандра. Биосфера. Природа 14 (2): 98–125. DOI: 10.24855/biosfera.v14i2.673

Китаев С.П. 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Кольская энциклопедия. 2008. В: Агарков Ю.А. (ред.). Апатиты: КНЦ РАН.

Колюшев А.И., Кузьмичев А.П., Курникова Т.А. и др. 1985. Материалы по биологии промысловых рыб Серебрянского водохранилища. В: Рыбохозяйственные исследования Верхнетулемского и Серебрянского водохранилищ Мурманской области. Мурманск, С. 95–114.

Красовский В.В. 2006. Особенности воспроизводства Атлантического лосося (*Salmo salar* L.) в озерно-речных экосистемах реки Умба (Кольский п-ов): автореферат дис. … канд. биол. наук. ПетрГУ, Петрозаводск, Россия.

Крепс Г.М., Крогиус Ф.В. 1924. Краткая характеристика рыбных промыслов на оз. Имандра. Ленинград: Издательство управления Мурманской ж. д.

Крогиус Ф.В. 1926. Ихтиологические работы на озере Имандра. Работы Мурманской биологической станции 2: 150–152.

Крогиус Ф.В. 1926. Материалы по возрасту и темпу роста сига оз. Имандра. Работы Мурманской биологической станции 2: 77–87.

Крыжановский С.Г., Дислер Н.Н. 1949. Эколого-морфологические закономерности развития карповых, вьюновых и сомовых рыб (*Cyprinoidei* и *Siluroidei*). Москва: АН СССР.

Ксенозов Н.А. 1966. Ихтиофауна и рыбохозяйственная характеристика Ловозера. В: Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск, С. 209–212.

Лукин А.А., Шарова Ю.Н., Прищепа Б.Ф. 2006. Влияние промысла на состояние популяций сига *Coregonus lavaretus* L. в оз. Имандра. Вопросы ихтиологии 46 (5): 383–391.

Мелехин А.В., Бочкарев Н.А., Кашулин Н.А. и др. 2021. Фотодокументация морфологических данных у рыб. Вестник Кольского научного центра РАН 2: 30–36. DOI: 10.37614/2307-5228.2021.13.1.003

Мина М.В. 1986. Микроэволюция рыб: эволюционные аспекты фенетического разнообразия. Москва: Наука.

Митенев В.К., Карасев А.Б., Пономарев С.В. 2007. Экологические особенности паразитофауны онежского вселенца – корюшки *Osmerus eperlanus* – в Верхнетуломском водохранилище (Кольский регион). Рыбоводство и рыбное хозяйство 1: 22–24.

Моисеенко Т.И. 1991. Закисление и загрязнение тяжелыми металлами поверхностных вод Кольского Севера. Апатиты: КНЦ АН СССР.

Моисеенко Т.И. 2000. Морфо-физиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С.С. Шварца). Экология 6: 463–472.

Моисеенко Т.И. 2002. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод. Экология 1: 50–60.

Моисеенко Т.И., Яковлев В.А. 1990. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Ленинград: Наука.

Моисеенко Т.И., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П. и др. 2002. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. Москва: Наука.

Неличик В.А. 1998. Биологические особенности корюшки (*Osmerus eperlanus eperlanus natio petrovi n. Smirnova*) интродуцированной в Верхнетуломское водохранилище. В: Паразиты и болезни морских и пресноводных рыб Северного бассейна. Мурманск, С. 127–132.

Никольский Г.В. 1980.Структура вида и закономерности изменчивости у рыб. Москва: Пищевая промышленность.

Попова О.Н., Щербина Ю.Ф. 2012. Климатогеофизическая характеристика Кольского Заполярья. Экология человека 5: 3–7.

Правдин И.Ф. 1954. Сиги водоемов Карело-Финской ССР. Москва-Ленинград: АН СССР.

Правдин И.Ф. 1956. Об ихтиофауне Кольского полуострова. Вопросы гидробиологии водоемов Карелии. Петрозаводск: Карельское книжное издательство.

Правдин И.Ф. 1966. Руководство по изучению рыб. Москва: Пищевая промышленность.

Решетников Ю.С. 1980. Экология и систематика сиговых рыб. Москва: Наука.

Решетников Ю.С., Попова О.А., Кашулин Н.А. и др. 1999. Оценка благополучия рыбной части водного сообщества по результатам морфопатологического анализа рыб. Успехи современной биологии 119 (2): 165–177.

Решетников Ю.С., Терещенко В.Г., Лукин А.А. 2011. Динамика рыбной части сообщества в изменяющихся условиях обитания (на примере оз. Имандра). Рыбное хозяйство 6: 48–51.

Решетников Ю.С., Стерлигова О.П., Аникеева Л.В. и др. 2020. Проявление необычных свойств у рыб в новой ситуации на примере ряпушки *Coregonus albula* и корюшки *Osmerus eperlanus*. Вопросы ихтиологии 60 (3): 352-363. DOI: 10.31857/S0042875220030182

Слуковский З.И., Денисов Д.Б., Даувальтер В.А. и др. 2023. Озера города Мурманска: гидрологические, гидрохимические и гидробиологические особенности. Апатиты: ФИЦ КНЦ РАН.

Смирнов А.К. 2023. Зоогеографический анализ особенностей температурных предпочтений рыб европейской части России. Вопросы ихтиологии 63 (2): 132–143. DOI: 10.31857/S0042875223020248

Смирнов А.Ф. 1977. Рыбы озера Имандры. В: Веселов Е.А. и др. (отв. ред.), Рыбы озер Кольского полуострова. Петрозаводск, С.56–76.

Сурков С.С. 1966. Общая характеристика особенностей видового состава ихтиофауны Мурманской области. В: Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск, С. 147–151.

Терентьев П.М. 2005. Особенности динамики популяций рыб в водоемах Кольского Севера в условиях их аэротехногенного загрязнения: автореферат дис. … канд. биол. наук. ПетрГУ, Петрозаводск, Россия.

Терентьев П.М., Кашулин Н.А. 2012. Трансформации рыбной части сообществ водоемов Мурманской области. Труды Кольского научного центра РАН 2: 61–100.

Терентьев П.М., Кашулин Н.А., Зубова Е.М. 2017. Роль европейской корюшки *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) в структуре ихтиофауны бассейна оз. Имандра (Мурманская область). Труды Зоологического института РАН 321 (2): 228-243. DOI: 10.31610/trudyzin/2017.321.2.228

Терентьев П.М., Зубова Е.М., Кашулин Н.А. и др. 2019. Особенности накопления тяжёлых металлов в рыбах малых озер зеленого пояса Фенноскандии (на территории Мурманской области). Труды Карельского научного центра 5: 39–55. DOI: 10.17076/eco1083

Чижиков В.В., Воробьева Д.Г., Моисеенко Т.И. и др. 1976. Окончательный отчет по теме «Комплексное изучение Йокостровской и Бабинской Имандры и разработка рекомендаций по рациональному использованию водоема» № 11–72–16 в соответствии с планом научно-исследовательских работ на 1971-1976 гг. В 2-х томах. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН.

Шапошникова Г.Х. 1940. Материалы по питанию рыб озер Имандры и Умбозера. Материалы к изучению вод Кольского полуострова. Кольская научно-исследовательская база АН СССР 1: 219–242.

Шарова Ю.Н., Лукин А.А. 2000. Система воспроизводства сиговых рыб в условиях многофакторного загрязнения. Вопросы ихтиологии 40 (4): 425–428.

Шустер Б.И. 1985. Сиг *Coregonus lavaretus pidschian* (Gmelin) Верхнетуломского водохранилища. В: Рыбохозяйственные исследования Верхнетуломского и Серебрянского водохранилищ Мурманской области. Мурманск, С. 58–71.

Яковлев Б.А. 1961. Климат Мурманской области. Мурманск: Книжное издательство.

Яковлев В.А., Кашулин Н.А. 2012. Об истории лимнологических исследований на Кольском Севере. Вестник Кольского научного центра РАН 4: 117–139.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Lukin A. et al. 1993. Ecology and heavy metal contaminations in the fish communities of the Pasvik River System. Report. Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø, Norway.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Lukin A. 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. Science of the Total Environment 201: 211–224.

Amundsen P.-A., Staldvik F., Reshetnikov Y. et al. 1999. Invasion of vendace (*Coregonus albula*) in a subarctic watercourse. Biological Conservation 88: 405–413.

Amundsen P.-A., Bøhn T., Våga G. 2004. Gill raker morphology and feeding ecology of two sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*) morphs. Annales Zoologici Fennici 41: 291–300.

Amundsen P.-A., Knudsen R., Klemetsen A. et al. 2004. Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs. *Annales Zoologici Fennici* 41: 301–307.

Arctic Climate Impact Assessment. 2005. ACIA Overview report. Cambridge University Press.

Ålund M., Cenzer M., Bierne N. et al. 2023. Anthropogenic change and the process of speciation. Cold Spring Harbor Perspectives in Biology 15 (12): a041455. DOI: 10.1101/cshperspect.a041455

Bernatchez L. 2004. Ecological theory of adaptive radiation: empirical assessment from *Coregonine* fishes (*Salmoniformes*). Evolution illuminated: salmon and their relatives. Oxford, Oxford University Press, pp. 175–207.

Bhat S., Amundsen P.-A., Knudsen R. et al. 2014. Speciation reversal in European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) caused by competitor invasion. PloS ONE 9: e91208. DOI: 10.1371/journal.pone.0091208

Blain S.A., Adams C.E., Amundsen P.-A. et al. 2024. Which ecological factors influence the level of intraspecific diversity within post-glacial fishes? A case study using *Coregonus* and *Salvelinus*. Freshwater Biology 70 (1): 1–13. DOI: 10.1111/fwb.14357

Bøhn T., Amundsen P.-A. 1998. Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River system, Northern Norway. Journal Plankton Research 20: 243–256. DOI: 10.1093/plankt/20.2.243

Carosi A., Lorenzoni F., Lorenzoni M. 2023. Synergistic effects of climate change and alien fish invasions in freshwater ecosystems: a review. Fishes 8 (486): 1–20. DOI: 10.3390/fishes8100486

Eloranta A.P., Siwertsson A., Knudsen R. et al. 2011. Dietary plasticity of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) facilitates coexistence with competitively superior European whitefish (Coregonus lavaretus). Ecology of Freshwater Fish 20 (4): 558–568. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2011.00504.x

Esin E.V., Medvedev D.A., Korostele N.B. et al. 2024. Dwarf Dolly Varden *Salvelinus malma* (*Salmonidae*) from Mountain Lakes of the Kamchatka subnival belt. Journal of Ichthyology 64 (4): 548–554. DOI: 10.1134/S0032945217040026

Fricke R., Eschmeyer W.N., Van der Laan R. 2024. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. URL: http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp

Harrod C., Mallela J., Kahilainen K.K. 2010. Phenotype-environment correlations in a putative whitefish adaptive radiation. Journal of Animal Ecology 79: 1057–1068.

Hayden B., Harrod C., Thomas S. et al. 2021. Winter ecology of specialist and generalist morphs of European whitefish, *Coregonus lavaretus*, in subarctic northern Europe. Journal of Fish Biology 101 (2): 1–11. DOI: 10.1111/jfb.14999

Holcik J. 1989. The freshwater fishes of Europe: general introduction to fishes. Slovakia: AULA-Verlag Wiesbaden.

Kahilainen K., Lehtonen H., Könönen K. 2003. Consequence of habitat segregation to growth rate of two sparsely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in a subarctic lake. Ecology of Freshwater Fish 12: 275–285.

Kahilainen K.K., Malinen T., Tuamaala A. et al. 2004. Diel and seasonal habitat and food segregation of three sympatric Coregonus lavaretus forms in a subarctic lake. Journal of Fish Biology64: 418–434.

Kahilainen K., Alajärvi E., Lehtonen H. 2005. Planktivory and diet-overlap of densely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus*(L.)) in a subarctic lake. Ecology of Freshwarer Fish 14: 50–58.

Kahilainen K.K., Østbye K. 2006. Morphological differentiation and resource polymorphism in three sympatric whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) forms in a subarctic lake. Journal of Fish Biology 68: 63–79.

Kahilainen K.K., Malinen T., Tuomaala A. et al. 2007. Empirical evaluation of phenotype–environment correlation and trait utility with allopatric and sympatric whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), populations in subarctic lakes. Biological Journal of the Linnean Society 92: 561–572. DOI: 10.1111/j.1095-8312.2007.00856.x

Kahilainen K.K., Malinen T., Lentonen H. 2009. Polar light regime and piscivory govern diel vertical migrations of planktivorous fish and zooplankton in a subarctic lake. Ecology Freshwater Fish 18: 481–490. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2009.00363.x

Kahilainen K., Patterson W., Sonninen E. et al. 2014. Adaptive Radiation along a Thermal gradient: preliminary results of habitat use and respiration rate divergence among whitefish morphs. PloS ONE 11: 1–12. DOI: 10.1371/journal.pone.0112085

Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Sandimirov S.S. et al. 2008. Catalogue of lakes in the Russian, Finnish and Norwegian border area. Finland: Kopijyvä Oy, Jyväskylä. DOI: 10.13140/2.1.2990.8162

Kelly B., Amundsen P.-A., Power M. 2022. Trophic niche segregation among native whitefish and invasive vendace in a north Norwegian lake system. Ecology of Freshwater Fish 31: 143–153. DOI: 10.1111/eff.12620

Klemetsen A., Elliott J.M., Knudsen R. et al. 2002. Evidence for genetic differences in the offspring of two sympatric morphs of Arctic charr. Journal of Fish Biology 60: 933–950.

Knudsen R., Klemetsen A., Amundsen P.-A. et al. 2006. Incipient speciation through niche expansion: an example from the Arctic charr in a subarctic lake. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 273: 2291–2298.

Laske S.M., Rosenbergerc A.E., Wipflid M.S. et al. 2019. Surface water connectivity controlsfish food web structure andcomplexity across local- and meta-food webs in Arctic Coastal Plain lakes. Food Webs 21: 1–13.

Likens G.E. 1975. Primary productivity of inland aquatic ecosystems. Primary Productivity of the Biosphere. New York: Springer-Verlag.

Mcbean G.A., Alekseev G., Chen D. et al. 2005. Arctic climate: past and present. Arctic Climate Impacts Assessment (ACIA). Cambridge: Cambridge University Press, pp, 21–60.

Moiseenko T., Mjeled M., Branchurd T. et al. 1994. Pasvik river watercourse, Barents region: Pollution impacts and ecological responses investigation in 1993. NIVA-report OR-3118. Oslo, pp. 1–87.

Nilsson N.-A. 1979. Food and habitat of the fish community of the offshore region of Lake Vänern, Sweden. Rep. Inst. Freshwater Resourses Drottningholm 58: 126–129.

Nost T., Yakovlev V., Berger H.M. et al. 1991. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. I. Preliminary study in 1990. Norway: NINA.

Nost T., Lukin A., Schartau A.K. et al. 1997. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. III. Results of the 1990-96 monitoring programme. Norway: NINA.

Østbye K., Naesje T.-F., Bernatchez L. et al. 2005. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.) in Lake Femud, Norway. Journal Evolutionary Biology 18: 683–702.

Østbye K., Amundsen P.-A., Bernatchez L. et al. 2006. Parallel evolution of ecomorphological traits in the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex during postglacial times. Molecular Ecology 15: 3983–4001.

Öhlund G., Bodin M., Nilsson K.A. et al. 2020. Ecological speciation in European whitefish is driven by a large-gaped predator. Evolution Letters 4: 243–256.

Pethon P. 1989. Aschehougs store Fiskebok. Stockholm: Aschehoug.

Polyakov I.V., Akasofu S.-I., Bhatt U. et al. 2002. Long-term trends and variations of the arctic climate system. Eos Transactions American Geophisycal Union 83(47): 547-548. DOI: 10.1029/2002EO000379

Prati S., Henriksen E.H., Knudsen R. et al. 2021. The effect of inter- and intraspecific competition on individual and population niche widths: a four-decade study on two interacting salmonids. Oikos 130: 1679–1691. DOI: 10.1111/oik.08375

Præbel K., Knudsen R., Siwertsson A. et al. 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic, and profundal lake habitats. Ecology and evolution research 15: 4970–4986. DOI: 10.1002/ece3.867

Sa´nchez-Herna´ndez J., Hayden B., Harrod C. et al. 2021. Population niche breadth and individual trophic specialisation of fish along a climate-productivity gradient. Reviews in fish biology and fisheries 31: 1025–1043. DOI: 10.1007/s11160-021-09687-3

Schluter D. 1996. Ecological speciation in postglacial fishes. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 351: 807–814.

Siwertsson A., Knudsen R., Amundsen P.-A. 2008. Temporal stability in gill raker numbers of subarctic European whitefish populations. Advances in Limnology 63: 229–240. DOI: 10.1127/advlim/63/2012/229

Siwertsson A., Knudsen R., Kahilainen K. et al. 2010. Sympatric diversification as influenced by ecological opportunity and historical contingency in a young species lineage of whitefish. EvolutionaryEcology Research 12: 929–947.

Siwertsson A., Knudsen R., Præbel K. et al. 2013. Discrete foraging niches promote eco logical, phenotypic, and genetic divergence in sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*). Evolutionary Ecology 27: 547–564. DOI: 10.1007/s10682-012-9607-x

Smalås A., Primicerio R., Kahilainen K. et al. 2023. Increased importance of cool-water fish at high latitudes emerges from individual-level responses to warming. Ecology and evolution 13 (6): e10185. DOI: 10.1002/ece3.10185

Solokas M., Feiner Z., Chokachy R. et al. 2023. Shrinking body size and climate warming: Many freshwater salmonids do not follow the rule. Global Change Biology 29 (9): 2478-2492. DOI: 10.1111/gcb.16626

Tiddy I., Schneider K., Elmer K. 2023. Environmental correlates of adaptive diversification in postglacial freshwater fishes. Journal of Fish Biology 104 (3): 517–535. DOI: 10.1111/jfb.15621

Ylikörkkö J., Christensen G.N., Kashulin N. et al. 2015. Environmental Challenges in the Joint Border Area. Reports 41. Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Lapland. Juvenes Print, Kokkola.

Zubova E.M., Kashulin N.A., Dauvalter V.A. et al. 2020. Long-term environmental monitoring in an arctic lake polluted by metals under climate change. Environments 7: 1–24. DOI: 10.3390/environments7050034

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentjev P.M. et al. 2021. Occurrence of fish species in the inland water of Murmansk Region (Russia). Biodiversity Data Journal 9 (4): 68–131. DOI: 10.3897/BDJ.9.e68131

Zubova E., Kashulin N., Terentjev P. et al. 2022. Diversity and distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in watercourse of northwestern Russia. Polish Polar Research 43(1): 69–99. DOI: 10.24425/ppr.2021.138589

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentjev P.M. et al. 2023. Foraging morphology and diet divergence of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in water courses of Murmansk Region. Limnologica 99 (8): 126053. DOI: 10.1016/j.limno.2023.126053

Zubova E., Terentjev P., Kashulin N. et al. 2024. European whitefish *Coregonus lavaretus* of the Nizhnetulomskoye Reservoir (Tuloma River basin, Murmansk region) and its habitat conditions. Limnology and Freshwater Biology 2: 58–97. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-2-58

Phosphate Minerals in the Bottom Sediments of Lake Onega from the Upper Neopleistocene to the Holocene

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Malov V.I.[1,2]*, Strakhovenko V.D.[1,2], Subetto D.A.[2], Belkina N.A.[2,3]

[1] V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (RAS), Prospekt Akademika Koptyga, 3, Novosibirsk, 630090, Russia
[2] Herzen State Pedagogical University of Russia, Naberezhnaya Moyki, 48, St. Petersburg, 191186, Russia
[3] Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Prospekt Alexandra Nevskogo, 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. This study investigates phosphorus-bearing minerals in the bottom sediments of Lake Onego and its proglacial precursor. The composition of phosphorus mineral phases differs in the Late Neopleistocene glaciolacustrine and Holocene lacustrine deposits. The former are dominated by fluorapatite, monazite, and xenotime, whereas the Holocene sediments,represented by fine-grained lacustrine muds,contain significant amounts of vivianite and Fe–Mn hydroxides. These differences revealed changes in phosphorus sources and conditions of its accumulation, which is important for assessing the trophic state of Lake Onega at all stages of its development under climatic and anthropogenic changes.

Keywords: Lake Onega, bottom sediments, phosphorus, minerals, vivianite

For citation: Malov V.I., Strakhovenko V.D., Subetto D.A., Belkina N.A. Phosphate Minerals in the Bottom Sediments of Lake Onega from the Upper Neopleistocene to the Holocene // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 362-375. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-362

1. Introduction

Phosphorus plays a key role in the biogeochemical cycles of aquatic ecosystems, regulating productivity and the degree of eutrophication in water bodies. Bottom sediments function as a sink and a source of phosphorus, particularly under changing redox conditions that affect the release of iron and phosphorus compounds. The mineral composition of sediments strongly influences phosphorus adsorption and desorption processes, thereby determining its bioavailability and participation in nutrient cycling (Hutchinson, 1957; Boström et al., 1982; Vasilieva, 1990; Ignatyeva, 2002; Belkina et al., 2006; Belkina, 2011; Belkina, 2015; Randall et al., 2017; Wu et al., 2021; Li et al., 2021).

This study aims to identify phosphorus-bearing minerals in the modern sediments of Lake Onego as well as in deposits formed during its proglacial development stage, in order to gain a better understanding of the processes governing phosphorus cycling in northern freshwater systems. The results obtained may serve as a basis for predicting changes in the trophic status of lake ecosystems under ongoing climatic and anthropogenic influences.

*Corresponding author.
E-mail address: malov@igm.nsc.ru (V.I. Malov)

Received: May 26, 2025; ***Accepted:*** June 23, 2025;
Available online: August 31, 2025

2. Materials and Methods

Lake Onego is the second-largest freshwater lake in Europe, surpassed only by Lake Ladoga. It is located within the drainage basin of the Baltic Sea, spanning the Republic of Karelia, as well as the Vologda and Leningrad regions of Russia. The geographic center of the lake lies at 62°42′ N latitude and 33°25′ E longitude. The lake is situated at an elevation of 33.3 meters above sea level. Its total area is 9970 km^2, 9720 km^2 of which is the water surface and 250 km^2 - over 1500 islands. The lake extends up to 248 km in the submeridional direction and reaches a maximum width of 96 km. The mean depth is 30 meters, with a maximum depth of 120 meters, and the total water volume is estimated at 295 km^3. The lake's catchment area covers 53,100 km^2, and the shoreline stretches for approximately 1810 km. The mean water residence time is about 14 years (Subetto et al., 2022).

The water of Lake Onego is characterized by low mineralization (0.034–0.052 g/dm^3), low electrical conductivity (average 54.85 μS/cm), high concentrations of dissolved oxygen (10.3–12.0 mg/dm^3) with saturation ranging from 93.7% to 100.7%, and a slightly alkaline pH (7.3–8.2). Total phosphorus concentrations

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

in the surface and bottom water layers generally correspond to oligotrophic and mesotrophic levels (0.01–0.04 mg/dm^3) (Sinyakova et al., 2023).

From a geological perspective, Lake Onego is located at the junction of two major geotectonic structures—the Fennoscandian Shield and the Russian Platform. The northern and central parts of the lake lie within the Karelian Archean Craton, composed predominantly of tonalite-trondhjemite gneisses, granites, and metamorphic rocks of the Archean and Paleoproterozoic age (up to 3.2 billion years old). The southern part of the basin is underlain by younger Vendian and Paleozoic sedimentary rocks, including limestones, sandstones, and clays (Subetto et al., 2022).

According to Subetto et al. (2020), the sedimentary sequence of Lake Onego consists of the following units (from bottom to top): (1) glacial and fluvioglacial deposits of the Late Pleistocene, composed of coarse sands with pebbles, clays with boulders, and boulder-rich loams; (2) Late Pleistocene glaciolacustrine deposits of the proglacial Lake Onego, represented by varved clays that gradually transite into homogeneous clays, overlying; (3) modern Holocene sediments (muds) of Lake Onego unconformably overlying these deposits.

Formation of the modern Lake Onego basin is associated with the retreat of the last glacial cover of the Valdai Glaciation. Around 14,000 years ago, the proglacial Lake Onego (PLO) emerged on the southern margin of the decaying glacier affected by nivation. This lake occupied a significantly larger area than the present-day lake. During the existence of the proglacial lake, glaciolacustrine, seasonally rhythmic varved clays,fluvioglacial sandy and gravel-pebble deposits accumulated. Modern lacustrine stage of Lake Onego began approximately 12,000–11,000 years ago and continues up to the present time. This stage is marked by humid sedimentation conditions, an increasing contribution of biogenic material to the formation of bottom sediments, and the predominance of autochthonous over allochthonous components in the composition of organo-mineral muds (Subetto et al., 2022).

Sediment sampling was conducted throughout the entire water area of Lake Onego from the R/V "Ecolog" using a Limnos corer (upper 50–100 cm), a GOIN TG-1 gravity tube (up to 1 m core length), and a 3 m long percussion gravity corer. Samples were collected from the following regions of Lake Onego: Povenetsky Bay, Zaonezhsky Bay, Small Onego, Lizhemskaya Bay, Unitskaya Bay, Kondopoga Bay, Petrozavodsk Bay, Big Onego, Central Onego, and South Onego (Fig. 1). The sediment cores were described and subsampled onboard the R/V "Ecolog." In addition, bottom sediment drilling was carried out in spring 2019 from lake ice in the Petrozavodsk Bay (Subetto et al., 2022) using a UWITEC percussion coring system (Austria). As a result, a unique 10 m long sedimentary sequence was obtained, encompassing the fluvioglacial, glaciolacustrine, and lacustrine development stages of Lake Onego (Subetto et al., 2020; Subetto et al., 2022).

Laboratory analyses were carried out at the Analytical Center for Multi-element and Isotopic Research of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (SB RAS), (Novosibirsk, Russia). Morphology, phase composition, and chemical composition of bottom sediment samples were studied using a MIRA 3 TESCAN scanning electron microscope (Tescan, Czech Republic) equipped with an Oxford energy-dispersive spectrometer (Oxford Instruments, UK). The major elemental composition of the sediments (Na_2O, MgO, Al_2O_3, SiO_2, P_2O_5, K_2O, CaO, TiO_2, MnO, Fe_2O_3) was determined by X-ray fluorescence analysis using an ARL-9900-XP spectrometer (Applied Research Laboratories, USA). Loss on ignition (LOI) was determined by gravimetric analysis.

Statistical data processing was performed using Microsoft Excel. Pearson's method was applied to calculate correlation coefficients between the major chemical components. The statistical significance of the correlations was assessed using the *t*-statistic, with critical *t*-values determined for a two-tailed test at a significance level of $\alpha = 0.05$.

3. Results and Discussion

Study of the vertical distribution of P_2O_5 in the bottom sediments of the Petrozavodsk Bay, Lake Onego, revealed that phosphorus is unevenly distributed and exhibits a pronounced increase upward from a depth of 175 cm, with a distinct peak at 55 cm (Fig. 2).

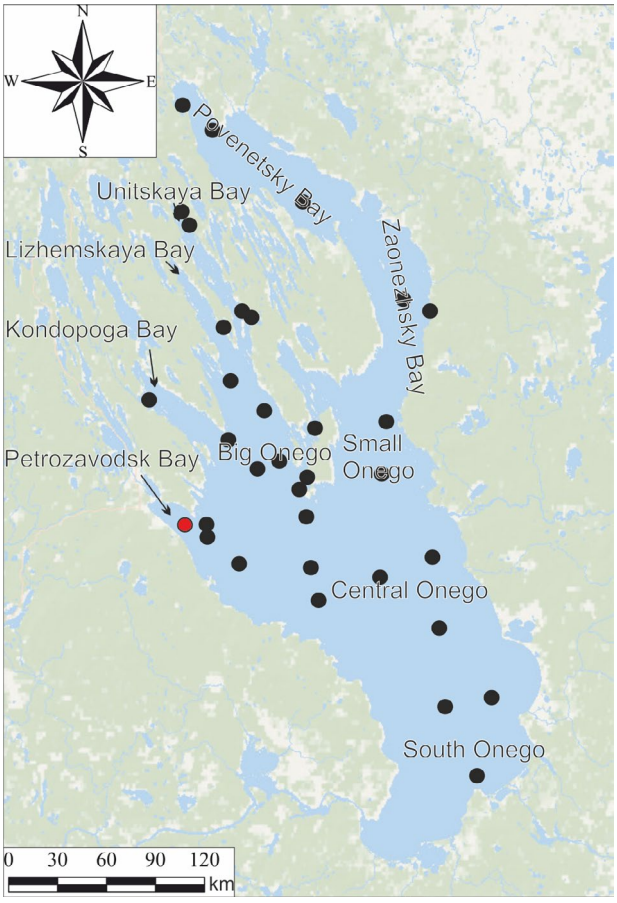


Fig.1. Sampling map of bottom sediments in Lake Onego. Legend: black circles — sediment cores collected from the R/V "Ecolog"; red circle — sedimentary sequence obtained by ice-based drilling in the Petrozavodsk Bay (Subetto et al., 2022).

Detailed investigation of the structure of bottom sediments across the entire area of Lake Onego has shown that P_2O_5 content in the glaciolacustrine deposits of the proglacial Lake Onego (varved clays) ranges from 0.04 wt% to 0.18 wt%, with an average of 0.14 wt%, which is lower than the P_2O_5 content in the Holocene sediments of Lake Onego. In the Holocene deposits, P_2O_5 concentrations range from 0.35 wt% to 2.9 wt%, with an average of 0.79 wt%. Notably, the highest phosphorus concentrations are found in the upper part of the Holocene sediments, where a mineralized layer forms at the boundary between the oxidized and reduced zones (Strakhovenko et al., 2023).

Phosphorus concentrations obtained for the bottom sediments of Lake Onego significantly exceed those reported on the sediments of Lake Baikal, where the average phosphorus content is approximately 0.11 wt% (Callender and Granina, 1997), as well as the concentrations observed in the bottom sediments of Lake Superior (USA), which range from 0.05 to 0.25 wt% (Li et al., 2018).

To identify the factors, influencing accumulation and distribution of phosphorus in the bottom sediments of Lake Onego, and to assess possible geochemical associations between elements, a correlation analysis was made. All samples were divided into two groups: Upper Pleistocene bottom sediments (n = 31) and Holocene bottom sediments (n = 23). The results are presented in Table 1.

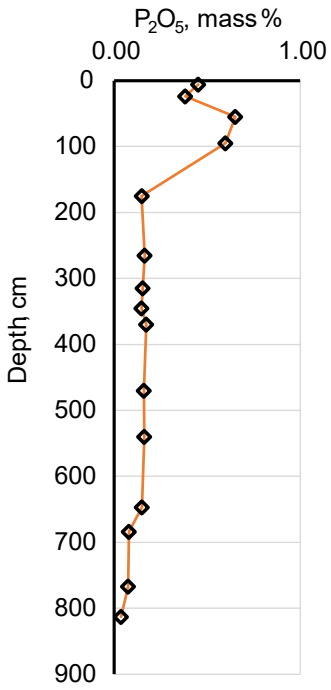


Fig.2. Vertical distribution of phosphorus in the bottom sediments of Petrozavodsk Bay, Lake Onego.

Table 1. Matrices of pairwise correlation coefficients between major oxides in the Upper Pleistocene and Holocene bottom sediments of Lake Onego. Statistically significant negative and positive correlations are highlighted in blue and red, respectively.

Upper Pleistocene bottom sediments of the proglacial Lake Onego

	SiO_2	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MnO	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	LOI
SiO_2	1										
TiO_2	-0.95	1									
Al_2O_3	-0.97	0.92	1								
Fe_2O_3	-0.98	0.95	0.93	1							
MnO	-0.72	0.72	0.69	0.76	1						
MgO	-0.95	0.88	0.89	0.94	0.61	1					
CaO	-0.65	0.60	0.63	0.51	0.34	0.58	1				
Na_2O	-0.81	0.73	0.88	0.68	0.47	0.69	0.79	1			
K_2O	-0.97	0.92	0.93	0.96	0.78	0.93	0.60	0.73	1		
P_2O_5	-0.90	0.92	0.93	0.88	0.77	0.77	0.56	0.80	0.85	1	
LOI	-0.90	0.91	0.81	0.93	0.73	0.89	0.52	0.55	0.92	0.78	1

Holocene sediments of Lake Onego

	SiO_2	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MnO	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	LOI
SiO_2	1										
TiO_2	0.83	1									
Al_2O_3	0.88	0.93	1								
Fe_2O_3	-0.90	-0.81	-0.82	1							
MnO	-0.69	-0.59	-0.60	0.38	1						
MgO	0.83	0.93	0.91	-0.81	-0.58	1					
CaO	0.16	0.55	0.32	-0.21	-0.21	0.49	1				
Na_2O	0.61	0.80	0.65	-0.58	-0.45	0.78	0.79	1			
K_2O	0.84	0.95	0.94	-0.80	-0.57	0.96	0.52	0.82	1		
P_2O_5	-0.90	-0.85	-0.80	0.93	0.52	-0.81	-0.31	-0.65	-0.82	1	
LOI	-0.44	-0.38	-0.55	0.18	0.39	-0.42	0.03	-0.33	-0.52	0.16	1

In the Upper Pleistocene deposits (varved clays), strong positive correlations are observed between P_2O_5 and all major elements, except silicon. The highest correlation coefficients for phosphorus are recorded with aluminum (0.93), titanium (0.92), iron (0.88), and potassium (0.85). The strong negative correlation of silicon with all other elements, including phosphorus, reflects varying quartz content across different horizons of the Upper Pleistocene deposits. At the same time, the close association of phosphorus with aluminum and potassium indicates a key role of clay minerals in the sorption and retention of phosphorus within the Upper Pleistocene varved clays. As demonstrated in numerous studies, clay minerals have sorptive capacity that allows for effective binding of phosphate ions (White and Zelazny, 1988; Wieland and Stumm, 1992; Colombo et al., 1994; Venema et al., 1998; Edzwald et al., 1976; Coppin et al., 2002; Sokolova and Trofimov, 2013; Gérard, 2016; Gorbunova et al., 2021; Li et al., 2021; Sosorova et al., 2023).

In contrast to the Upper Pleistocene deposits, most of the correlations between P_2O_5 and major elements in the Holocene sediments weaken or reverse sign, becoming negative—except for a very strong positive correlation with Fe_2O_3 ($r = 0.93$). This indicates a key role of iron in retention of phosphorus under modern sedimentary conditions. These findings are consistent with the previous research. For example, the role of iron hydroxides in phosphorus retention in the bottom sediments of Lake Onego was noted by Belkina (2015).

Scanning electron microscopy of the bottom sediments allowed identification of the main phosphorus-bearing mineral phases. In the glaciolacustrine deposits of the proglacial Lake Onego, principal phosphorus-bearing minerals are fluorapatite ($Ca_5(PO_4)_3F$), monazite ((Ce, La, Nd, Th)PO_4), and xenotime (YPO_4) (Fig. 3). These minerals, along with other accessory phases, such as rutile, apatite, ilmenite, magnetite, titanite, zircon, monazite, xenotime, and hematite, are unevenly distributed within the bottom sediments of Lake Onego. Some accessory minerals are confined to specific bays and regions of the lake. For example, xenotime was identified only in Velikaya Guba (Kizhi Archipelago). The likely source of xenotime is metasomatic rocks associated with uranium–vanadium deposits on the Zaonezhsky Peninsula (Padma, Kosmozero, Velikaya Guba, and Rudnaya Gorka deposits).

Despite the presence of phosphorus-bearing minerals in the Upper Pleistocene deposits of the proglacial Lake Onego, the results of correlation analysis, along with the uneven and source-specific distribution of phosphorus in discrete mineral phases, indicate that the majority of phosphorus in these sediments is not present as distinct mineral species, but rather occurs in a dispersed form associated with clay minerals.

In the Holocene sediments of Lake Onego, the main phosphorus-bearing phases are identified as vivianite ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) and Fe and Mn hydroxides. These findings are fully consistent with the results of the correlation analysis.

In Fe and Mn hydroxides, phosphorus is present in an adsorbed form (Fig. 4). These hydroxides possess a high specific surface area and active hydroxyl groups (OH^-), making them effective sorbents for phosphate. Sorption occurs through both ion exchange and the formation of inner- and outer-sphere complexes, as described in detail by Parfitt, Atkinson (1976) and Dzombak, Morel (1990). These processes play a key role in the retention of phosphorus in bottom sediments under oxic conditions.

Fe(III) hydroxides adsorb phosphate released during the mineralization of organic matter and, as sediments are progressively buried, undergo microbial and chemical reduction in the bottom sediments. In this way, they serve as a source of $Fe^{2+}$and orthophosphate required for the formation of vivianite ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) (Melton et al., 2014).

In the bottom sediments of Lake Onego, vivianite occurs as discrete layers and nodules that are unevenly and irregularly distributed both within individual cores and between different cores (Fig. 5A).

The formation of vivianite in marine and lacustrine sediments as a stable mineral phase of phosphorus is a universal process observed across a variety of aquatic systems, including Lake Baikal, Lake Ladoga, Lake

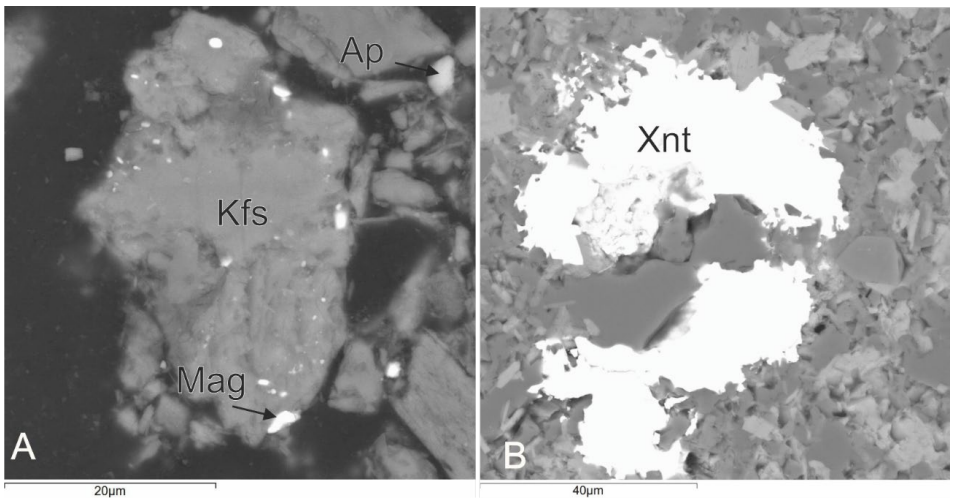


Fig.3. Phosphate minerals in the Upper Pleistocene bottom sediments of Lake Onego. (A) Apatite in the sediments of Maloje Onego; (B) Xenotime in the sediments of Velikaya Guba. Mineral abbreviations: Xtm – xenotime; Mag – magnetite; Kfs – K-feldspar; Ap – apatite.

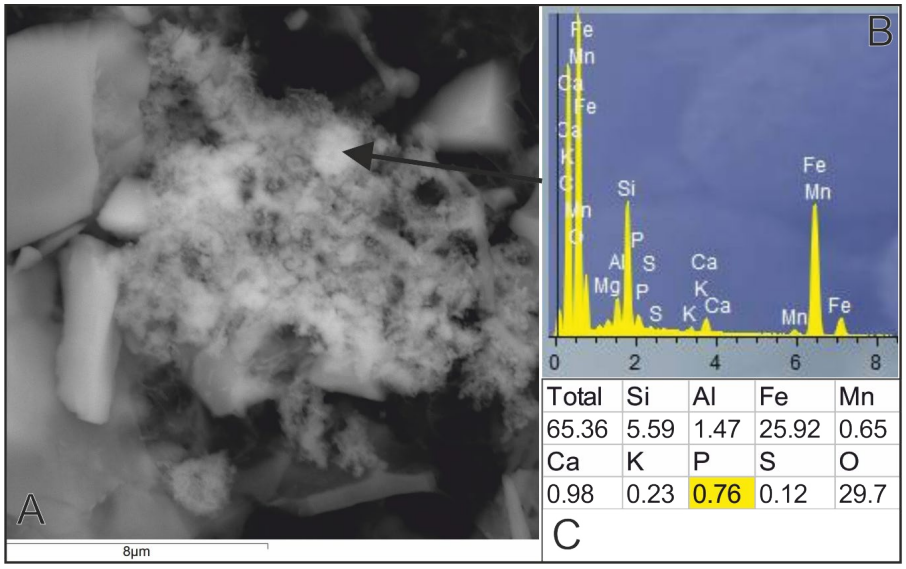


Fig.4. (A) Curdy precipitates of iron hydroxides; (B) EDS spectrum of iron hydroxides; (C) Elemental composition of iron hydroxides.

Superior (USA), the Baltic Sea, and others. Regardless of the trophic status of the water body, vivianite forms in sediment layers where reducing conditions prevail, and where sufficient concentrations of ferrous iron (Fe^{2+}) and orthophosphate are present, alongside limited sulfate availability, as sulfate competes with phosphate for iron binding (Rothe et al., 2015; Liu et al., 2018; Barhdadi et al., 2024). In Lake Baikal, vivianite is found primarily in deep-water sediment zones with low sedimentation rates and low oxygen concentrations, where it plays a key role in phosphorus burial and stabilization of its sedimentary pool (Callender and Granina, 1997). In Lake Superior, despite higher oxygen concentrations in bottom sediments, vivianite can still form locally within microzones enriched in organic matter, where anaerobic conditions promote the reduction of Fe(III) and subsequent precipitation of Fe(II)-phosphates (Li et al., 2018).

Traces of fluorapatite, monazite, and xenotime were also identified (Fig. 5B), and—as in the Upper Pleistocene deposits—their occurrence is spatially limited and localized.

4. Conclusions

Phosphorus-bearing mineral forms in the bottom sediments of Lake Onego differ markedly between the Upper Pleistocene varved clays and the Holocene muds, reflecting a shift in the geochemical conditions of sediment accumulation and transformation. In the Upper Pleistocene glaciolacustrine deposits, phosphorus is primarily associated with stable accessory minerals such as fluorapatite, monazite, and xenotime, the presence of which is linked to external terrigenous input and local source rocks. However, the bulk of phosphorus occurs in a dispersed form adsorbed onto clay minerals as indicated by the results of the correlation analysis.

In the Holocene sediments, phosphorus is predominantly associated with iron-bearing compounds—primarily iron hydroxides and vivianite.

The observed differences in the mineral forms of phosphorus reflect significant shifts in sedimentation conditions, including changes in the redox regime, balance of terrigenous input, and intensity of biogeochemical processes.

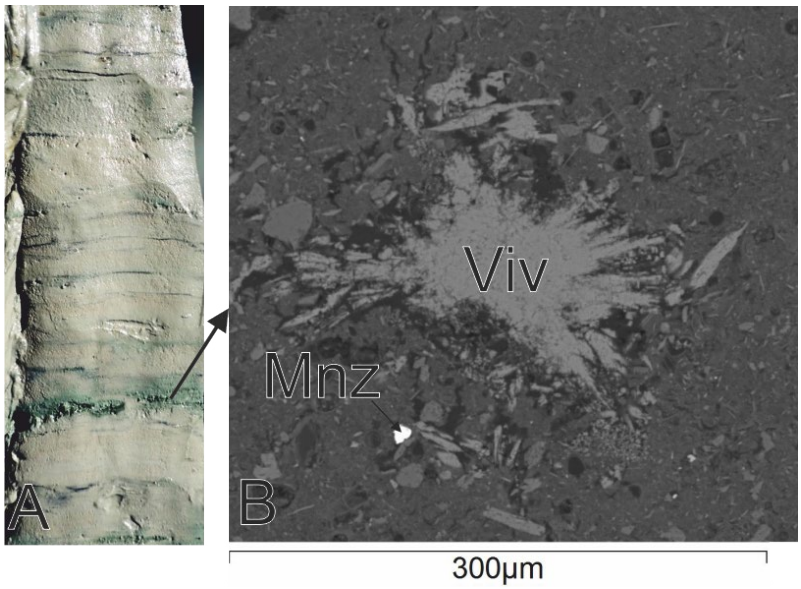


Fig.5. (A) Photograph of a core section from Holocene bottom sediments (muds) of Lake Onego; (B) Photograph of vivianite and monazite crystals.

Acknowledgements

The study was supported by the Russian Science Foundation (Project № 24-17-00206), https://rscf.ru/project/24-17-00206/.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

Barhdadi M., Mouret A., Barras C. et al. 2024. Biogeochemical cycling of manganese and iron in a macrotidal and hyperturbid estuary subject to flow-driven sedimentation. Chemical Geology 661: 122182. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2024.122182

Belkina N.A. 2011. The role of bottom sediments in the transformation of organic matter and biogenic elements in lake ecosystems. Vodnye problemy Severa i puti ikh resheniia, Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Water Problems of the North and Ways of Their Solution, Proceedings of the Karelian Research Centre of the RAS] 4: 35–41. (in Russian)

Belkina N.A. 2015. Phosphorus in the bottom sediments of Lake Onego. Izvestiya Rossiyskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta im. A.I. Gertsena [Proceedings of the Russian State Pedagogical University named after A.I. Herzen] 173: 97–109. (in Russian)

Belkina N.A., Sandman O., Ignatyeva N.V. 2006. Distribution of phosphorus forms in bottom sediments as an indicator of ecosystem eutrophication (case study of Lake Ladoga and Lake Onego). Ekologicheskaya Khimiya [Environmental chemistry] 15(3): 174–185. (in Russian)

Boström B., Jansson M., Forsberg C. 1982. Phosphorus release from lake sediments. Archiv für Hydrobiologie, Beihefte Ergebnisse der Limnologie 18: 5–59.

Callender E., Granina L. 1997. Biogeochemical phosphorus mass Balance for Lake Baikal, southeastern Siberia, Russia. Marine Geology 139(1–4): 5–19. DOI: 10.1016/S0025-3227(96)00095-3

Colombo C., Barrón V., Torrent J. 1994. Phosphate adsorption and desorption in relation to morphology and crystal properties of synthetic hematites. Geochimica et Cosmochimica Acta 58(4): 1261–1269. DOI: 10.1016/0016-7037(94)90380-8

Coppin F., Berger G., Bauer A. et al. 2002. Sorption of lanthanides on smectite and kaolinite. Chemical Geology 182(1): 57–68. DOI: 10.1016/S0009-2541(01)00283-2

Dzombak D.A., Morel F.M.M. 1990. Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. New York: Wiley-Interscience.

Edzwald J.K., Toensing D.C., Leung M.C.-Y. 1976. Phosphate adsorption reactions with clay minerals. Environmental Science & Technology 10(5): 485–490. DOI: 10.1021/es60116a001

Gérard F. 2016. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils—a myth revisited. Geoderma 262: 213–226. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.08.036

Gorbunova N.S., Gromovik A.I., Cherepukhina I.V. et al. 2021. Sorption processes in soils: Issues of study and the current state of the problem. Sorption and Chromatographic Processes 21(2): 265–275. DOI: 10.17308/sorpchrom.2021.21/3360

Hutchinson G.E. 1957. The phosphorus cycle in lakes. In: Hutchinson G.E (Ed.). A Treatise on Limnology. Volume 1: Geography, Physics and Chemistry. New York: Wiley.

Ignatyeva N.V. 2002. The role of bottom sediments in the phosphorus cycle in lake ecosystems. In: Rumyantsev V.A., Drabkova V.G. (Ed.). Lake Ladoga – Past, Present, Future. St. Petersburg: Nauka. pp. 148–156. (in Russian)

Li J., Zhang Y., Katsev S. 2018. Phosphorus recycling in deeply oxygenated sediments in Lake Superior controlled by organic matter mineralization. Limnology and Oceanography 63(3): 1372–1385. DOI: 10.1002/lno.10778

Li X., Huang L., Fang H. et al. 2021. Phosphorus adsorption by sediment considering mineral composition and environmental factors. Environmental Science and Pollution Research 28: 4456–4467. DOI: 10.1007/s11356-020-12206-9

Liu C., Gu X., Chen K. et al. 2018. Nitrogen and Phosphorus Exchanges Across the Sediment–Water Interface in a Bay of Lake Chaohu: Liu et al. Water Environment Research 90(11): 1956–1963. DOI: 10.2175/106143017X15131012188079

Melton E.D., Swanner E.D., Behrens S. et al. 2014. The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. Nature Reviews Microbiology 12(12): 797–808. DOI: 10.1038/nrmicro3347

Parfitt R.L., Atkinson R.J. 1976. Phosphate adsorption on goethite (α-FeOOH). Nature 264(5588): 740–742. DOI: 10.1038/264740a0

Randall M., Carling G.T., Nelson S.T. et al. 2017. Characterizing the fate and mobility of phosphorus in Utah Lake sediments. Master of Science Thesis, Brigham Young University, Provo, USA.

Rothe M., Kleeberg A., Grüneberg B. et al. 2015. Sedimentary Sulphur:Iron Ratio Indicates Vivianite Occurrence: A Study from Two Contrasting Freshwater Systems. PLOS ONE 10(11): e0143737. DOI: 10.1371/journal.pone.0143737

Sinyakova M.A., Krylova Yu.V., Ekimova S.B. et al. 2023. Hydrochemistry of Lake Onega based on 2022 research results. Izvestiya Baikalskogo gosudarstvennogo universiteta [Bulletin of Baikal State University] 33(3): 581–589. (in Russian)

Sokolova T.A., Trofimov S.Ya. 2013. Sorptive properties of soils. Moscow State University. (in Russian)

Sosorova S.B., Merkushova M.G., Boloneva L.N. et al. 2023. Sorption of phosphorus by saline soils of Western Transbaikalia. Eurasian Soil Science 56(10): 1227–1236. DOI: 10.31857/S0032180X22601414

Strakhovenko V.D., Belkina N.A., Efremenko N.A. et al. 2023. The spatio-temporal distribution of elements in the bottom sediments of Lake Onego and small lakes located on the catchment area of Onego Ice Lake. Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences 68(4): 676-695. DOI: 10.21638/spbu07.2023.404

Subetto D.A., Belkina N.A., Strakhovenko V.D. et al. 2022. In: Subetto D.A. (Ed.). Paleolimnology of Lake Onego: from proglacial lake to modern conditions. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of RAS. (in Russian)

Subetto D.A., Rybalko A., Strakhovenko V. et al. 2020. Structure of Late Pleistocene and Holocene sediments in the Petrozavodsk Bay, Lake Onego (NW Russia). Minerals 10(11): 964. DOI: 10.3390/min10110964

Vasilieva E.P. 1990. Bottom sediments. In: Kaufman Z. S. (Ed.). Ecosystem of Lake Onego and Trends in Its Change. Leningrad: Nauka, pp. 147–175.(in Russian)

Venema P., Hiemstra T., van Riemsdijk W.H. 1998. Surface complexation modeling of Cd(II) sorption on goethite. Journal of Colloid and Interface Science 198(2): 282–295. DOI: 10.1006/jcis.1997.5288

White G.N., Zelazny L.W. 1988. Surface characteristics of selected smectites. Soil Science Society of America Journal 52(1): 216–222. DOI: 10.2136/sssaj1988.03615995005200010038x

Wieland E., Stumm W. 1992. Adsorption of heavy metals on mineral surfaces: Fundamental concepts and models. In: Everett J. (Ed.) Adsorption of Metals by Geomedia. Academic Press, pp. 173–219.

Wu X., Ma T., Du Y. et al. 2021. Phosphorus cycling in freshwater lake sediments: Influence of seasonal water level fluctuations. Science of The Total Environment 775: 148383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148383

Оригинальная статья

Минералы фосфора в донных отложениях Онежского озера от верхнего неоплейстоцена до голоцена

Малов В.И.[1,2]*, Страховенко В.Д.[1,2], Субетто Д.А.[2], Белкина Н.А.[2,3]

[1] *Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева Сибирского отделения Российской академии наук, проспект Академика Коптюга, 3, Новосибирск, 630090, Россия*
[2] *Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена, набережная реки Мойки, 48, Санкт-Петербург, 191186, Россия*
[3] *Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, проспект Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия*

АННОТАЦИЯ. Исследование посвящено идентификации фосфорсодержащих минералов в донных отложениях Онежского озера и Онежского приледникового озера. Установлено, что набор минеральных фаз фосфора различаются между поздненеоплейстоценовыми озерно-ледниковыми и голоценовыми озерными отложениями. В озерно-ледниковых отложениях преобладают фторапатит, моноцит и ксенотим, тогда как в голоценовых озерных осадках (илах) значительную роль играют вивианит и гидроксиды железа и марганца. Выявленные различия указывают на изменение источников фосфора и условий его накопления, что важно для оценки трофического состояния Онежского озера на всех этапах его развития в условиях климатических и антропогенных изменений.

Ключевые слова: Онежское озеро, донные отложения, фосфор, минералы, вивианит

Для цитирования: Малов В.И., Страховенко В.Д., Субетто Д.А., Белкина Н.А. Минералы фосфора в донных отложениях Онежского озера от верхнего неоплейстоцена до голоцена // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 362-375. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-362

1. Введение

Фосфор играет ключевую роль в биогеохимических циклах водных экосистем, определяя продуктивность и степень эвтрофикации водоёмов. Донные отложения служат как накопителем фосфора, так и его источником, особенно при изменениях окислительно-восстановительных условий, влияющих на высвобождение соединений железа и фосфора. Минеральный состав осадков существенно влияет на процессы адсорбции и десорбции фосфора, что определяет его биодоступность и участие в круговороте (Hutchinson, 1957; Boström et al., 1982; Васильева, 1990; Игнатьева, 2002; Белкина и др., 2006; Белкина, 2011; Белкина, 2015; Randall et al., 2017 Wu et al., 2021; Li et al., 2021).

Данная работа направлена на идентификацию фосфорсодержащих минералов в современных осадках Онежского озера, а также в отложениях приледникового этапа развития озера, с целью лучшего понимания процессов, влияющих на круговорот фосфора в северных водоёмах. Полученные данные могут стать основой для прогноза изменений трофического состояния озерных экосистем в условиях климатических и антропогенных воздействий.

2. Объект, материалы и методы исследования

Объектом исследования являются донные отложения Онежского озера.

Онежское озеро — второй по величине пресноводный водоём Европы, уступающий лишь Ладожскому озеру. Оно расположено в пределах водосборного бассейна Балтийского моря, на территории Республики Карелия, Вологодской и Ленинградской областей. Географический центр озера находится на широте 62°42′ с.ш. и долготе 33°25′ в.д. Озеро расположено на высоте 33,3 м над уровнем моря. Площадь озера составляет 9970 км^2, из которых 9720 км^2 приходится на акваторию, а 250 км^2 — на более чем 1500 островов. Протяжённость озера в субмеридиональном

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: malov@igm.nsc.ru (V.I. Malov)

Поступила: 26 мая 2025; ***Принята:*** 23 июня 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

направлении достигает 248 км, ширина — до 96 км. Средняя глубина — 30 м, максимальная — 120 м, объём водной массы — 295 км^3. Водосборный бассейн занимает территорию 53 100 км^2, а длина береговой линии достигает 1810 км. Период условного водообмена — около 14 лет (Субетто и др., 2022).

Вода Онежского озера характеризуется слабой минерализацией (0.034–0.052 г/дм^3), низкой электропроводностью (в среднем 54.85 мкСм/см), высоким содержанием растворённого кислорода (10.3–12.0 мг/дм^3) с насыщением 937–100.7 %, и слабощелочной реакцией среды (pH 7.3–8.2). Концентрации общего фосфора в поверхностных и придонных слоях воды в целом соответствуют олиготрофному и мезотрофному уровню (0.01–0.04 мг/дм^3) (Синякова и др., 2023).

С точки зрения геологии Онежское озеро расположено на стыке двух геотектонических структур — Фенноскандинавского кристаллического щита и Русской платформы. Северная и центральная части озера лежат в пределах Карельского архейского кратона, сложенного тоналит-трондьемитовыми гнейсами, гранитами и метаморфическими породами архейского и палеопротерозойского возраста (до 3.2 млрд лет). Южная часть котловины представлена более молодыми осадочными породами венда и палеозоя (известняки, песчаники, глины) (Субетто и др., 2022).

В соответствии с исследованием (Subetto et al., 2020) дно Онежского озера слагают (снизу вверх): 1) ледниковые и флювиогляциальные отложения верхнего плейстоцена. Они состоят из крупного песка с галькой, глин с валунами и валунных суглинков; 2) выше находятся верхнеплейстоценовые лимногляциальные отложения Онежского приледникового озера, представленные ленточными глинами, которые постепенно переходят в гомогенные глины; 3) выше с несогласием залегают современные голоценовые отложения (илы) Онежского озера.

Формирование современной котловины Онежского озера связано с деградацией последнего ледникового покрова валдайского оледенения. Примерно 14 000 лет назад возникло Онежское приледниковое озеро (ОПО). Озеро сформировалось на южной периферии деградирующего ледника в условиях нивального климата и занимало значительно бóльшую площадь, чем современное озеро. В условиях приледникового озера (ОПО) происходило накопление лимногляциальных сезонно-ритмичных ленточных глин и флювиогляциальных песчаных и гравийно-галечных отложений. Современный озерный этап развития Онежского озера берет начало с 12000–11000 лет тому назад и продолжается по настоящее время. Этот этап характеризуется гумидными условиями осадконакопления, возрастанием роли биогенного вещества в формировании донных отложений и преобладанием автохтонного вещества над аллохтонным в формировании органогенно-минеральных илов (Субетто и др., 2022).

Отбор образцов донных отложений производился на всей акватории Онежского озера с борта НИС «Эколог» с помощью пробоотборника «Limnos» (верхние 50-100 см), трубки «ГОИН ТГ-1» (1 м керна) и ударной грунтовой трубки длиной 3 м. Отбор проб осуществлялся в следующих районах Онежского озера: Повенецкий залив, Заонежский залив, Малое Онего, Лижемская губа, Уницкая губа, Кондопожская губа, Петрозаводская губа, Большое Онего, Центральное Онего, Южное Онего (Рис. 1). Отобранные керны донных отложений описывались и разбирались на пробы непосредственно на НИС «Эколог». Помимо летних работ, было выполнено бурение донных отложений Онежского озера весной 2019 г. со льда в Петрозаводской губе (Субетто и др., 2022) с помощью ударно-канатной системы UWITEC (Австрия). В результате был получен уникальный разрез около 10 м донных отложений, охватывающий флювиогляциальный, лимногляциальный и лимнический этапы развития Онежского озера (Subetto et al., 2020; Субетто и др., 2022). Лабораторные работы выполнены в Аналитическом центре многоэлементных и изотопных исследований СО РАН, Новосибирск, Россия. Для исследования морфологии, фазового и химического составов образцов донных отложений применялся сканирующий электронный микроскоп «MIRA 3 TESCAN» (Tescan, Чехия), оснащенный энергетическим спектрометром «Oxford» (Oxford Instruments, Великобритания). Для определения химического состава донных отложений (Na_2O, MgO, Al_2O_3, SiO_2, P_2O_5, K_2O, CaO, TiO_2, MnO, Fe_2O_3) использовался рентгеноспектральный флуоресцентный анализ на при-



Рис.1. Схема отбора проб донных отложений Онежского озера. Условные обозначения: черный кружок – керны, отобранные с борта НИС «Эколог»; красный кружок – разрез донных отложений, полученный бурением со льда в Петрозаводской губе (Субетто и др., 2022).

боре «ARL-9900-XP» (Applied Research Laboratories, США). ППП (потери при прокаливании) получены с помощью гравиметрического метода определения.

Статистическая обработка данных выполнена в программной среде Microsoft Excel. Коэффициенты корреляции между основными химическими компонентами были рассчитаны по методу Пирсона. Для оценки статистической значимости корреляций использовалась t-статистика, Критические значения t определялись для двустороннего критерия при уровне значимости $\alpha = 0.05$.

3. Результаты и обсуждение

Изучение вертикального распределения P2O5 в донных отложениях Петрозаводской губы Онежского озера позволило установить, что фосфор распределён неравномерно и резко увеличивается в верх по разрезу с глубины 175 см с ярко выраженным пиком на глубине 55 см (Рис. 2).

Детальное изучение строения донных отложений по всей акватории Онежского озера позволило установить, что содержание P_2O_5 в лимногляциальных отложениях Онежского приледникового озера (ленточные глины) варьирует в диапазоне от 0.04 масс. %, до 0.18 масс. %, со средним значением 0.14 масс. %, что ниже значений содержание P_2O_5 в голоценовых отложениях Онежского озера. Для голоценовых отложений определен диапазон значений концентрации P_2O_5 от 0.35 масс. %, до 2.9 масс. %, со средним значением 0.79 масс. %. Следует отметить, что максимальные значения концентраций фосфора характерны для верхней части голоценовых отложений, в которых наблюдается рудный слой, формирующийся на границе окисленного и восстановленного слоев (Strakhovenko et al., 2023).

Полученные значения концентраций фосфора в донных отложениях Онежского озера существенно превышает аналогичные значения для донных отложений озера Байкал, где среднее содержание фосфора составляет около 0.11 мас. % (Callender and Granina, 1997), или концентраций фосфора в донных отложениях озера Верхнее (США) (0.05-0.25 масс. %) (Li et al., 2018).

Для выявления факторов, влияющих на накопление и распределение фосфора в донных отложениях Онежского озера, а также для оценки возможных геохимических ассоциаций между элементами, была проведена корреляционная обработка полученных данных. Все данные были разделены на две группы: верхнеплейстоценовые донные отложения (количество проб = 31) и голоценовые донные отложения (количество проб = 23). Полученные результаты представлены в Таблице 1.

Таблица 1. Матрицы парных коэффициентов корреляции между основными оксидами в верхнеплейстоценовых и голоценовых донных отложениях Онежского озера. Синим и красным цветом выделены статистически значимые отрицательные и положительные коэффициенты корреляции соответственно.

Верхнеплейстоценовые донные отложения Онежского приледникового озера

	SiO_2	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MnO	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	LOI
SiO_2	1										
TiO_2	**-0.95**	1									
Al_2O_3	**-0.97**	**0.92**	1								
Fe_2O_3	**-0.98**	**0.95**	**0.93**	1							
MnO	**-0.72**	**0.72**	**0.69**	**0.76**	1						
MgO	**-0.95**	**0.88**	**0.89**	**0.94**	**0.61**	1					
CaO	**-0.65**	**0.60**	**0.63**	**0.51**	0.34	**0.58**	1				
Na_2O	**-0.81**	**0.73**	**0.88**	**0.68**	**0.47**	**0.69**	**0.79**	1			
K_2O	**-0.97**	**0.92**	**0.93**	**0.96**	**0.78**	**0.93**	**0.60**	**0.73**	1		
P_2O_5	**-0.90**	**0.92**	**0.93**	**0.88**	**0.77**	**0.77**	**0.56**	**0.80**	**0.85**	1	
LOI	**-0.90**	**0.91**	**0.81**	**0.93**	**0.73**	**0.89**	**0.52**	**0.55**	**0.92**	**0.78**	1

Голоценовые отложения Онежского озера

	SiO_2	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MnO	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	LOI
SiO_2	1										
TiO_2	**0.83**	1									
Al_2O_3	**0.88**	**0.93**	1								
Fe_2O_3	**-0.90**	**-0.81**	**-0.82**	1							
MnO	**-0.69**	**-0.59**	**-0.60**	0.38	1						
MgO	**0.83**	**0.93**	**0.91**	**-0.81**	**-0.58**	1					
CaO	0.16	**0.55**	0.32	-0.21	-0.21	**0.49**	1				
Na_2O	**0.61**	**0.80**	**0.65**	**-0.58**	**-0.45**	**0.78**	**0.79**	1			
K_2O	**0.84**	**0.95**	**0.94**	**-0.80**	**-0.57**	**0.96**	**0.52**	**0.82**	1		
P_2O_5	**-0.90**	**-0.85**	**-0.80**	**0.93**	**0.52**	**-0.81**	-0.31	**-0.65**	**-0.82**	1	
LOI	**-0.44**	-0.38	**-0.55**	0.18	0.39	-0.42	0.03	-0.33	**-0.52**	0.16	1

В верхнеплейстоценовых отложениях (ленточные глины) наблюдаются сильные положительные корреляции P_2O_5 со всеми элементами, кроме кремния. Наибольшие значения коэффициента корреляции фосфора наблюдаются с алюминием (0.93), титаном (0.92), железом (0.88) и калием (0.85). Сильная отрицательная корреляции кремния со всеми другими элементами, в том числе и с фосфором, является отражением вариации количества кварца в разных горизонтах верхнеплейстоценовых отложений. В то же время, тесная связь фосфора с алюминием и калием указывает на ключевую роль глинистых минералов в механизмах сорбции и удержания фосфора в верхнеплейстоценовых ленточных глинах. Как показано во многих исследованиях, глинистые минералы обладают сорбционной способностью, что позволяет эффективно связывать фосфат-ионы (White and Zelazny, 1988; Wieland and Stumm, 1992; Colombo et al., 1994; Venema et al., 1998; Edzwald et al., 1976; Coppin et al., 2002; Соколова и Трофимов, 2013; Gérard, 2016; Gorbunova et al., 2021; Li et al., 2021; Sosorova et al., 2023).

В отличие от верхнеплейстоценовых отложений, в голоценовых осадках большинство корреляционных связей P_2O_5 с основными элементами ослабевают или меняют знак на отрицательный, за исключением очень сильной положительной корреляции с Fe_2O_3 ($r = 0.93$). Это указывает на ключевую роль железа в удержании фосфора в условиях современных донных осадков. Полученные результаты согласуются с данными, полученными ранее. Например, о роли гидроксидов в удержании фосфора в донных отложениях Онежского озера отмечалось в работе Белкиной Н.А. (2015).

Изучение образцов донных отложений на сканирующем электронном микроскопе позволило определить основные фосфорсодержащие фазы. Для лимногляциальных отложений Онежского приледникового озера основными минералами фосфора являются фторапатит ($Ca_5(PO_4)_3F$), моноцит ((Ce, La, Nd, Th)PO_4) и ксенотим (Y(PO_4)) (Рис. 3).

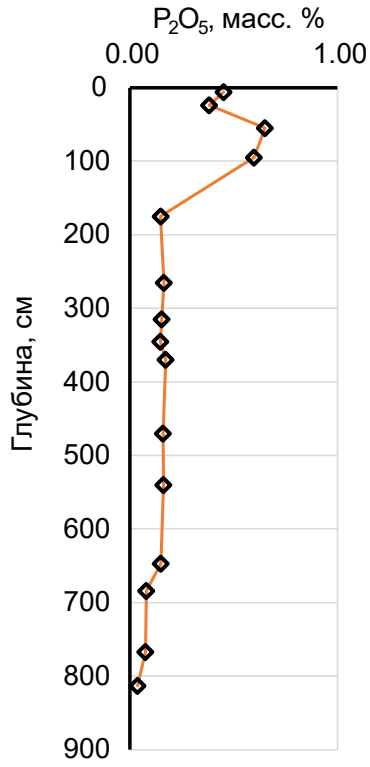


Рис.2. Вертикальное распределение фосфора в донных отложениях Петрозаводской губы Онежского озера.

Данные минералы, как и другие акцессорные минералы (рутил, апатит, ильменит, магнетит, титанит, циркон, монацит, ксенотим и гематит) распределены неравномерно в донных отложениях Онежского озера. Некоторые акцессорные минералы встречаются только в определенных заливах и районах Онежского озера. Например, ксенотим был определен лишь в губе Великая (Кижский архипелаг). Источником ксенотима, по всей видимости, могут являются метасоматиты уран-ванадиевых месторождений Заонежского полуострова (месторождения Падма, Космозеро, Великая губа, Рудная Горка).

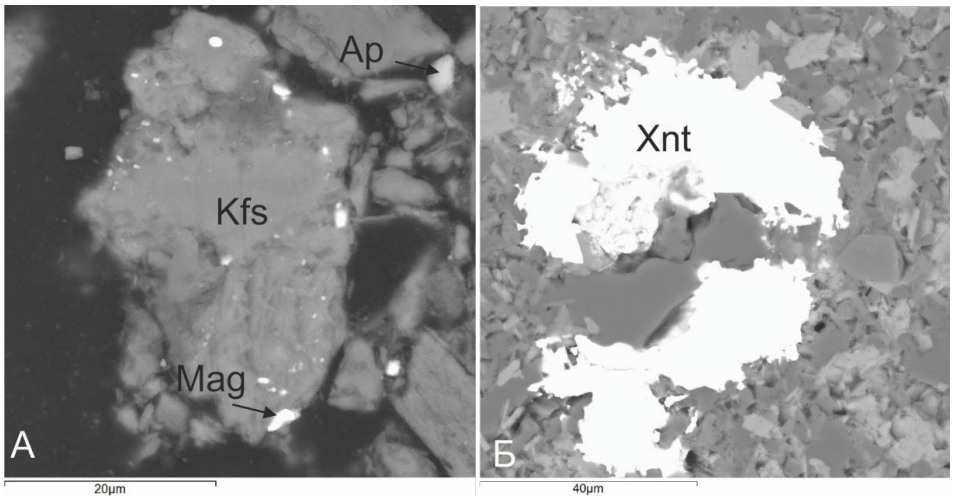
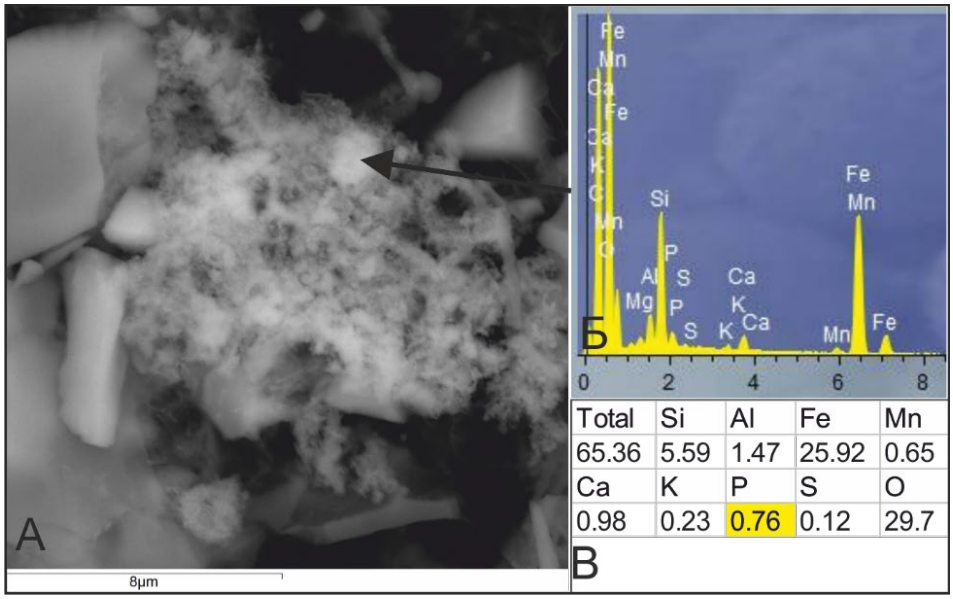


Рис.3. Минералы фосфора в верхнеплейстоценовых донных отложениях Онежского озера. А) апатит в донных отложениях Малого Онего. Б) ксенотим в донных отложениях губы Великая. Условные обозначения минералов: Xtm – ксенотим; Mag –магнетит; Kfs– К-полевой шпат; Ap –апатит.



Total	Si	Al	Fe	Mn
65.36	5.59	1.47	25.92	0.65
Ca	K	P	S	O
0.98	0.23	0.76	0.12	29.7

В

Рис.4. А) творожистые выделения гидроксидов железа; Б) спектр химического состава гидроксидов железа; В) химический состав гидроксидов железа.

Несмотря на присутствие фосфорсодержащих минералов в верхнеплейстоценовых отложениях Онежского приледникового озера, данные по корреляционному анализу, а также неравномерное и приуроченное к конкретным геологическим источникам локальное распределение самостоятельных минеральных фаз фосфора указывают на то, что основная часть фосфора в этих отложениях находится не в виде самостоятельных минералов, а в рассеянной форме, связанной с глинистыми минералами.

Для голоценовых отложений Онежского озера установлено, что основными фазами фосфора являются вивианит ($Fe_3(PO_4)_2{\cdot}8H_2O$), а также гидроксиды Fe и Mn. Полученные результаты в полной мере согласуются с результатами корреляционного анализа.

В гидроксидах Fe и Mn фосфор находится в сорбированном виде (Рис. 4). Эти гидроксиды обладают высокой удельной поверхностью и активными гидроксильными группами (OH^-), что делает их эффективными сорбентами фосфатов. Сорбция происходит как за счёт ионного обмена, так и посредством образования внутренне- и внешнесферных комплексов, как это подробно описано в работах Parfitt, Atkinson (1976) и Dzombak, Morel (1990). Эти процессы играют ключевую роль в удержании фосфора в донных отложениях в окислительной обстановке.

Гидроксиды Fe (III) сорбируют высвобождающиеся в процессе минерализации органического вещества фосфаты, и по мере захоронения осадка, подвергаясь микробному и химическому восстановлению в донных отложениях, служат источником Fe^{2+} и ортофосфата, необходимых для формирования вивианита $Fe_3(PO_4)_2{\cdot}8H_2O$ (Melton et al., 2014).

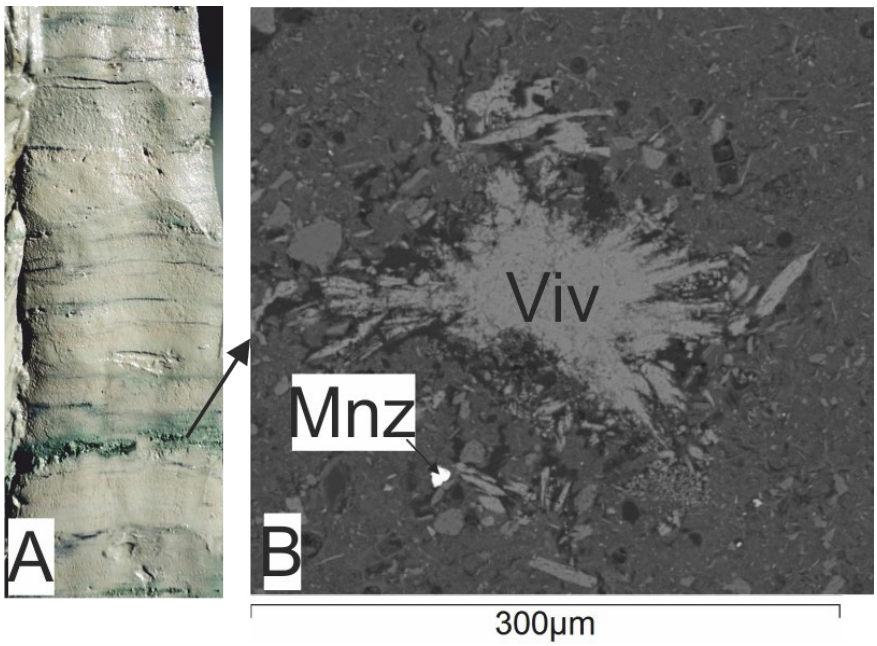


Рис.5. А) Фотография участка керна голоценовых донных отложений (илов) Онежского озера; В) Фотография кристаллов вивианита и монацита.

Вивианит в донных отложениях Онежского озера встречается в виде обособленных прослоев и стяжений, неравномерно и незакономерно распределенных как по керну, так и между отдельными кернами (Рис. 5 А).

Формирование вивианита в морских и озерных отложениях, как устойчивой минеральной формы фосфора, — это универсальный процесс, наблюдаемый в различных водных системах, включая оз. Байкал, Ладожское озеро, оз. Верхнее (США), Балтийское море и др. Независимо от трофического статуса водоёма, вивианит формируется в тех слоях донных отложений, где присутствуют восстановительные условия, достаточная концентрация двухвалентного железа (Fe^{2+}) и ортофосфата, а также ограничено поступление сульфатов, конкурирующих с фосфатами за ионы железа (Rothe et al., 2015; Liu et al., 2018; Barhdadi et al., 2024). В оз. Байкал вивианит обнаруживается в донных отложениях из преимущественно глубоководных районов озера с низкими скоростями седиментации и низкими концентрациями кислорода, где вивианит играет ключевую роль в захоронении фосфора и стабилизации его запасов в осадках (Callender and Granina, 1997). В оз. Верхнее, несмотря на более высокие концентрации кислорода в донных отложениях, вивианит может образовываться локально в микрозонах с накоплением органики, где создаются анаэробные условия, способствующие восстановлению Fe(III) и последующему осаждению Fe(II)-фосфатов (Li et al., 2018).

В следовых количествах встречены фторапатит, моноцит, ксенотим (Рис. 5В), который так же, как и в верхнеплейстоценовых отложениях, имеют локальный характер находок.

4. Выводы

Минеральные формы фосфора в донных отложениях Онежского озера значительно различаются между верхнеплейстоценовыми ленточными глинами и голоценовыми илами, что отражает смену геохимических условий накопления и трансформации осадков. В верхнеплейстоценовых лимногляциальных отложениях фосфор преимущественно ассоциирован с устойчивыми акцессорными минералами, такими как фторапатит, моноцит и ксенотим, присутствие которых связано с внешним терригенным поступлением и локальными источниками. При этом основная масса фосфора находится в рассеянной форме, сорбированной на глинистых минералах, на что указывают данные по корреляционному анализу.

В голоценовых отложениях фосфор в значительной степени связан с железосодержащими соединениями — в первую очередь с гидроксидами железа и вивианитом.

Установленные различия в минеральных формах фосфора демонстрируют важные сдвиги в условиях осадконакопления, включая изменение кислородного режима, баланса поступления терригенного материала и интенсивности биогеохимических процессов.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 24-17-00206, https://rscf.ru/project/24-17-00206/.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Белкина Н.А. 2011. Роль донных отложений в трансформации органического вещества и биогенных элементов в экосистемах озёр. Водные проблемы Севера и пути их решения, Труды Карельского научного центра РАН 4: 35–41.

Белкина Н.А. 2015. Фосфор в донных отложениях Онежского озера. Известия Российского государственного педагогического университета им. А.И. Герцена 173: 97–109.

Белкина Н.А., Сэндман О., Игнатьева Н.В. 2006. Распределение форм фосфора в донных отложениях как индикатор эвтрофикации экосистемы (на примере Ладожского и Онежского озёр). Экологическая химия 15(3): 174–185.

Васильева Е.П. 1990. Донные отложения. В: Кауфман З.С .(Ред.), Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Ленинград: Наука, С. 147–175.

Игнатьева Н.В. 2002. Роль донных отложений в круговороте фосфора в экосистемах озёр. В: Румянцев В.А., Драбкова В.Г (Ред.), Ладожское озеро — прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, С. 148–156.

Синякова М.А., Крылова Ю.В., Екимова С.Б. и др. 2023. Гидрохимия Онежского озера по результатам исследований 2022 года. Известия Байкальского государственного университета 33(3): 581-589.

Соколова Т.А., Трофимов С.Я. 2013. Сорбционные свойства почв. Московский Государственный Университет.

Субетто Д.А., Белкина Н.А., Страховенко В.Д. и др. 2022. В кн.: Субетто Д.А.(Ред.). Палеолимнология Онежского озера: от приледникового озера к современным условиям. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Barhdadi M., Mouret A., Barras C. et al. 2024. Biogeochemical cycling of manganese and iron in a macrotidal and hyperturbid estuary subject to flow-driven sedimentation. Chemical Geology 661: 122182. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2024.122182

Boström B., Jansson M., Forsberg C. 1982. Phosphorus release from lake sediments. Archiv für Hydrobiologie, Beihefte Ergebnisse der Limnologie 18: 5–59.

Callender E., Granina L. 1997. Biogeochemical phosphorus mass Balance for Lake Baikal, southeastern Siberia, Russia. Marine Geology 139(1–4): 5–19. DOI: 10.1016/S0025-3227(96)00095-3

Colombo C., Barrón V., Torrent J. 1994. Phosphate adsorption and desorption in relation to morphology and crystal properties of synthetic hematites. Geochimica et Cosmochimica Acta 58(4): 1261–1269. DOI: 10.1016/0016-7037(94)90380-8

Coppin F., Berger G., Bauer A. et al. 2002. Sorption of lanthanides on smectite and kaolinite. Chemical Geology 182(1): 57–68. DOI: 10.1016/S0009-2541(01)00283-2

Dzombak D.A., Morel F.M.M. 1990. Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide. New York: Wiley-Interscience.

Edzwald J.K., Toensing D.C., Leung M.C.-Y. 1976. Phosphate adsorption reactions with clay minerals. Environmental Science & Technology 10(5): 485–490. DOI: 10.1021/es60116a001

Gérard F. 2016. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils—a myth revisited. Geoderma 262: 213–226. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.08.036

Gorbunova N.S., Gromovik A.I., Cherepukhina I.V. et al. 2021. Sorption processes in soils: Issues of study and the current state of the problem. Sorption and Chromatographic Processes 21(2): 265–275. DOI: 10.17308/sorpchrom.2021.21/3360

Hutchinson G.E. 1957. The phosphorus cycle in lakes. In: Hutchinson G.E (Ed.), A Treatise on Limnology. Volume 1: Geography, Physics and Chemistry. New York: Wiley, pp. 727–752.

Li J., Zhang Y., Katsev S. 2018. Phosphorus recycling in deeply oxygenated sediments in Lake Superior controlled by organic matter mineralization. Limnology and Oceanography 63(3): 1372–1385. DOI: 10.1002/lno.10778

Li X., Huang L., Fang H. et al. 2021. Phosphorus adsorption by sediment considering mineral composition and environmental factors. Environmental Science and Pollution Research 28: 4456–4467. DOI: 10.1007/s11356-020-12206-9

Liu C., Gu X., Chen K. et al. 2018. Nitrogen and Phosphorus Exchanges Across the Sediment–Water Interface in a Bay of Lake Chaohu: Liu et al. Water Environment Research 90(11): 1956–1963. DOI: 10.2175/106143017X15131012188079

Melton E.D., Swanner E.D., Behrens S. et al. 2014. The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. Nature Reviews Microbiology 12(12): 797–808. DOI: 10.1038/nrmicro3347

Parfitt R.L., Atkinson R.J. 1976. Phosphate adsorption on goethite (α-FeOOH). Nature 264(5588): 740–742. DOI: 10.1038/264740a0

Randall M., Carling G.T., Nelson S.T. et al. 2017. Characterizing the fate and mobility of phosphorus in Utah Lake sediments. Master of Science Thesis, Brigham Young University, Provo, USA.

Rothe M., Kleeberg A., Grüneberg B. et al. 2015. Sedimentary Sulphur:Iron Ratio Indicates Vivianite Occurrence: A Study from Two Contrasting Freshwater Systems. PLOS ONE 10(11): e0143737. DOI: 10.1371/journal.pone.0143737

Sosorova S.B., Merkushova M.G., Boloneva L.N. et al. 2023. Sorption of phosphorus by saline soils of Western Transbaikalia. Eurasian Soil Science 56(10): 1227–1236. DOI: 10.31857/S0032180X22601414

Strakhovenko V.D., Belkina N.A., Efremenko N.A. et al. 2023. The spatio-temporal distribution of elements in the bottom sediments of Lake Onego and small lakes located on the catchment area of Onego Ice Lake. Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences 68(4): 676-695. DOI: 10.21638/spbu07.2023.404

Subetto D.A., Rybalko A., Strakhovenko V. et al. 2020. Structure of Late Pleistocene and Holocene sediments in the Petrozavodsk Bay, Lake Onego (NW Russia). Minerals 10(11): 964. DOI: 10.3390/min10110964

Venema P., Hiemstra T., van Riemsdijk W.H. 1998. Surface complexation modeling of Cd(II) sorption on goethite. Journal of Colloid and Interface Science 198(2): 282–295. DOI: 10.1006/jcis.1997.5288

White G.N., Zelazny L.W. 1988. Surface characteristics of selected smectites. Soil Science Society of America Journal 52(1): 216–222. DOI: 10.2136/sssaj1988.03615995005200010038x

Wieland E., Stumm W. 1992. Adsorption of heavy metals on mineral surfaces: Fundamental concepts and models. In: Everett J. (Ed.). Adsorption of Metals by Geomedia. Academic Press, pp. 173–219.

Wu X., Ma T., Du Y. et al. 2021. Phosphorus cycling in freshwater lake sediments: Influence of seasonal water level fluctuations. Science of The Total Environment 775: 148383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148383

Parasite fauna of common bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) (Cypriniformes: Leuciscinae) from the Irkutsk Reservoir

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Khamnueva T.R.[1], Baldanova D.R.[1], Denikina N.N.[2]*, Dzyuba E.V.[2]

[1] *Institute of General and Experimental Biology, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, ul. Sakhyanovoy, 6, Ulan-Ude, 670047, Russia*

[2] *Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia*

ABSTRACT. The first data on the parasite fauna of the common bream (*Abramis brama*), acclimatized to the Irkutsk Reservoir, are presented. The study reveals that the parasitic community of these fish comprises six eurytopic species: myxosporidians (2), cestodes (1), trematodes (2), and nematodes (1). It is suggested that the bream and other fish species in the reservoirs of the Angara River host a significantly greater diversity of parasites than currently recorded. Given the near-total lack of data on fish parasites in the Irkutsk Reservoir, the urgency of comprehensive parasitological and molecular genetic studies is emphasized.

Keywords: *Abramis brama*, *Myxidium* sp., *Myxobolus* sp., *Caryophyllaeus laticeps*, *Ichthyocotylurus pileatus*, *Diplostomum spathaceum*, *Contracaecum osculatum baicalensis*, Irkutsk Reservoir

For citation: Khamnueva T.R., Baldanova D.R., Denikina N.N., Dzyuba E.V. Parasite fauna of common bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) (Cypriniformes: Leuciscinae) from the Irkutsk Reservoir // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 376-390. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-376

1. Introduction

The study of invasive species has gained significant global relevance in recent years (Tierney et al., 2020; Doria et al., 2021; Przybylski et al., 2021; Zhu et al., 2022). Alterations of riverine biotopes due to direct anthropogenic impacts (e.g., dam construction) facilitate penetration and establishment of invasive species in recipient ecosystems. Primary colonization pathways include intentional or accidental human-mediated introduction and natural dispersal. During the latter half of the 20th century, biological invasions of terrestrial and aquatic organisms emerged as a major destabilizing force in ecosystems, often causing severe biodiversity loss and occasional catastrophic consequences. Beyond habitat modification, invasions trigger trophic, spatial, and genetic disruptions, as well as introduction of pathogens and parasites associated with non-native species (Dobson and Foufopoulos, 2001; Kelly et al., 2009). Notable examples include the microsporidian *Ichthyosporidium hertwigi* (Weissenberg, 1911) Swarczewsky, 1914 (=*Glugea hertwigi* Weissenberg, 1911), infecting rainbow smelt *Osmerus mordax* (Mitchill, 1814) and the myxosporean *Myxobolus cerebralis* Hofer, 1903 (=*Myxosoma cerebralis* (Hofer, 1903)), causative agent of whirling disease in salmonids, both introduced via fish into the Great Lakes basin (Mills et al., 1999). Studies confirm that inadvertently introduced parasites and diseases exert pathogenic effects on native fish species (Pronin, 1982; Buchmann et al., 1987; Johnsen and Jensen, 1988; Buryakina, 1995).

The introduction of new aquatic species into water bodies of the Baikal region was initially aimed at enhancing their fisheries productivity (Mills et al., 1999). Repeated introductions of various fish species resulted in the naturalization of three species: the Amur carp (*Cyprinus rubrofuscus* Lacepède, 1803), the Amur catfish (*Silurus asotus* Linnaeus, 1758), and the common bream (*Abramis brama* Linnaeus, 1758). These species have partially occupied ecological niches of native species, competing with them (Ponkratov, 2013).

Between 1956 and 1963, over 20,000 specimens of common bream were released into the Irkutsk Reservoir (Kupchinsky, 1987). The Irkutsk Reservoir is located on the Angara River stretch between Lake Baikal and the city of Irkutsk. With a total area of 15,000 hectares, nearly a quarter of it consists of bays and shallow waters (depths up to 12 m). The reser-

*Corresponding author.
E-mail address: denikina@lin.irk.ru (N.N. Denikina)

Received: February 20, 2025; ***Accepted:*** June 25, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

voir experiences significant anthropogenic pressures, including substantial water level fluctuations (Bychkov and Nikitin, 2015) and recreational impacts.

Previous studies have shown that environmental factors (increased nutrient input, water level reduction, unfavorable temperature conditions, etc.) lead to the predominant spread of oligochaetes among benthic fauna which, in turn, increases fish parasite infestation rates (Jirsa et al., 2008). Although numerous publications exist on bream parasite fauna from various reservoirs (Zhokhov et al., 2003; Stepanova and Mikryakov, 2012; Golovina et al., 2017; Mineeva, 2023; Nurzhanova et al., 2024), in our region, the parasite fauna of common bream had only been studied in the fish from Istominsky Sor of Lake Baikal (Rusinek, 2007). Four species recorded: the myxosporean *Thelohanellus furmani* Auerbach, 1909; the trematode *Diplostomum spathaceum* (Rudolphi, 1819) Olsson, 1876; and two monogenean species, *Dactylogyrus auriculatus* Nordmann, 1832 and *Gyrodactylus elegans* Nordmann, 1832.

The ecological impact of non-native species occurs only upon their successful naturalization (Elton, 1960; Evlanov et al., 2013). This study is particularly relevant due to the lack of data on the parasite fauna of this introduced species, which has become not only an established component of the Irkutsk Reservoir ecosystem and a commercial fishing target, but also a species the partial population of which migrates from the reservoir into Lake Baikal (Ponkratov, 2013). Therefore, this work **aims** to investigate the parasite fauna of common bream from the Irkutsk Reservoir.

2. Materials and Methods

Fish specimens were captured using hook-and-line gear at depths of 2-3 m in July 2022 (sampling coordinates 52°12'37'' N, 104°25'28'' E) in the Irkutsk Reservoir (Angara River).. The fish were euthanized by anesthetic overdose (following GOST 33219-2014, 2016) using a 2% lidocaine solution (Lidocaine Bufus, Renewal, Russia). A total of 15 specimens with standard lengths of 113-167 cm were collected. Samples were transported on ice and stored at -20°C.

Sample collection and laboratory processing was done following standard procedures (Bykhovskaya-Pavlovskaya, 1985). Infection parameters were quantified using standard metrics: invasion prevalence (IP, %) and abundance index (AI, specimens per host).

Microscopic examination and photomicrography were performed using an Axio Imager M2 microscope and a Stemi 2000-C stereomicroscope. Both were equipped with Axiocam digital cameras.

3. Results and discussion

As a result of our research, we discovered 6 species of parasites from 4 classes: Myxozoa – 2, Trematoda – 2, Nematoda – 1 and Cestoda – 1.

Myxosporeans represent a diverse group of parasites comprising approximately 2.600 described species (Okamura et al., 2018). Most species infect aquatic animals, primarily fish, as well as amphibians, reptiles, birds, and mammals (Friedrich et al., 2000; Bartholomew et al., 2008). The life cycles of myxosporeans typically involve invertebrate hosts (usually oligochaetes or polychaetes). Traditionally, species identification of myxosporeans has been based on spore morphology. However, intraspecific morphological variability of spores and interspecific morphological similarities often complicate their identification. Consequently, molecular genetic methods are now widely employed for taxonomic and systematic studies of myxosporeans (Chen et al., 2021; Mathews et al., 2022; Colunga-Ramírez et al., 2024).

Spores of *Myxobolus* Bütschli, 1882 were detected on fish gills, with an invasion prevalence of 20%. The *Myxobolus* sp. spores were oval to nearly round, slightly tapering at the posterior end (Fig. 1A), 13.53-16.8 μm in length and 11.76-13.09 μm in width. The pear-shaped polar capsules varied in size: larger capsule 5.87-7.17 μm long, 3.66-4.68 μm in diameter; smaller capsule 5.15-6.62 μm long, 3.21-4.57 μm in diameter. The genus *Myxobolus* includes over 900 described species (Mathews et al., 2022). Species of this genus exhibit strict tissue-specific expression and typically infect either a single host species or closely related species (Cech et al., 2012; Liu et al., 2019).

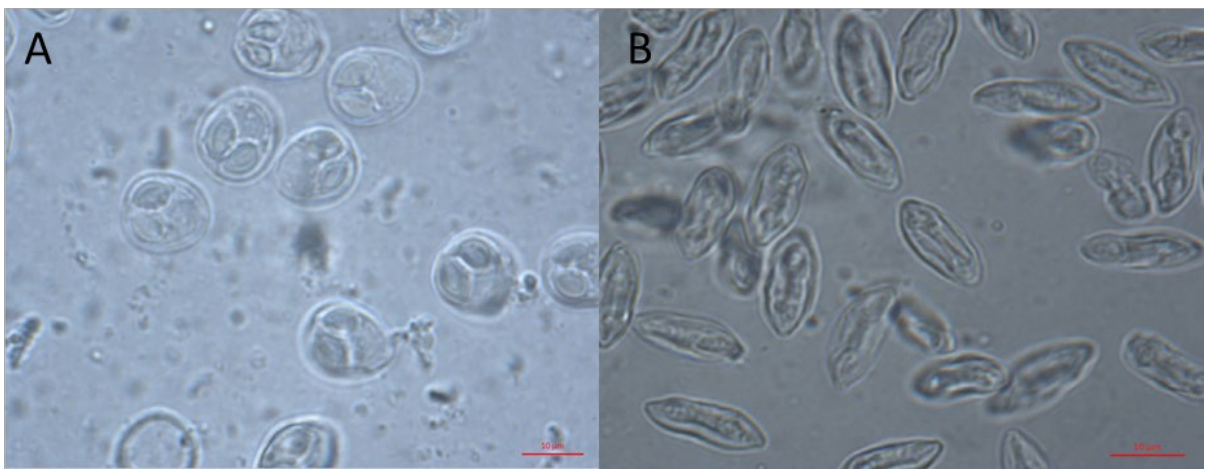


Fig.1. Myxosporeans of common bream from the Irkutsk Reservoir:
A – *Myxobolus* sp., B – *Myxidium* sp.

A myxosporean representative of the genus *Myxidium* Bütschli, 1882 was found in the kidneys of only one bream specimen (IP – 6.67%). The *Myxidium* sp. spores were fusiform, 15.5-18.31 μm in length and 5.25-8.12 μm in width, with polar capsules 4.25-6.02 μm long and 3.89-4.68 μm in diameter (Fig. 1B). The genus *Myxidium* comprises over 250 nominal species (Lom and Dyková, 2006; Eiras et al., 2011; Fariya et al., 2020). These are predominantly host-specific parasites inhabiting the kidneys, urinary tracts, and bile ducts of freshwater and marine fishes, as well as amphibians, reptiles, and birds (Eiras et al., 2011).

According to the most recent compendium of fish myxosporeans in Lake Baikal, two species of *Myxobilatus* Davis, 1944, eight *Myxidium* species, and thirty-two *Myxobolus* species have been documented (Batueva, 2018). In the bream, only *Thelohanellus oculileucisci* Trojan, 1909 and *T. fuhrmanni* Auebach, 1909 have been previously recorded (Rusinek, 2007). Our study presents the first report of *Myxobolus* and *Myxidium* species in common bream, suggesting that the diversity of myxosporeans in fish from Lake Baikal and Angara River reservoirs may be substantially greater than currently known. For comparison, in the Rybinsk Reservoir, bream harbor myxosporeans from the same genera: *Myxidium pfeifferi* and twelve *Myxobolus* species (Kolesnikova, 1994). Accurate species identification of myxosporeans from the bream in the Irkutsk Reservoir is required.

Trematodes are parasites with complex life cycles involving various invertebrate, fish, and bird species inhabiting aquatic ecosystems and their surrounding areas. Consequently, the species composition and infection rates across different host levels can serve as indicators of ecological processes within reservoir ecosystems (Lebedeva et al., 2020).

In the body cavity of the common bream, metacercarial cysts of *Ichthyocotylurus pileatus* (Rudolphi, 1802) Odening, 1969 (family Strigeidae) were detected (Fig. 2A). The invasion prevalence was 13.33%, with an abundance index of 0.33 specimens per host.

The life cycle of *Ichthyocotylurus* Odening, 1969 involves three hosts: first intermediate hosts – freshwater mollusks; second intermediate hosts – fish and definitive hosts – piscivorous birds (Faltýnková et al., 2009; Kirillov and Kirillova, 2013; Lebedeva et al., 2020).

Metacercariae of *Diplostomum spathaceum* (family Diplostomidae) were detected in the eye lenses of all examined fish (IP – 100%, AI – 29.33 specimens per host) (Fig. 2B). This species was previously recorded in the common bream from Istominsky Sor of Lake Baikal (Rusinek, 2007). *D. spathaceum* is a widely distributed species also reported in the bream from the Novosibirsk Reservoir (IP – 50%, AI – 16.4 specimens per host) (Daitkhe et al., 2022). The life cycle of *Diplostomum* Nordmann, 1832 involves three hosts: first intermediate hosts – freshwater mollusks (Karvonen et al., 2006; Akimova et al., 2011; Selbach et al., 2015); second intermediate hosts – fish (Kudlai et al., 2017; Hoogendoorn et al., 2020) and definitive hosts – piscivorous birds (Pérez-del-Olmo et al., 2014; Yakovleva et al., 2015; Lee et al., 2020).

Fish become infected with trematodes of the genera *Diplostomum* and *Ichthyocotylurus* through direct penetration of free-swimming cercariae via the skin or gills. Migration of parasites into fish eyes frequently leads to cataract development, growth retardation, and reduced survival rates (Capasso and Gutiérrez, 2023). These parasites can cause large-scale epizootics in both wild populations and aquaculture. Thus, the study of these trematodes was motivated not only by taxonomic challenges but also by their profound ecological significance (Izrailskaia et al., 2024).

Nematodes. To date, nematodes remain one of the least studied groups of fish parasites in the Baikal region. *Contracaecum osculatum baicalensis* Mosgovoi et Ryjikov, 1950 (Nematoda, Chromadorea, Anisakidae) was detected in the body cavity of fish (Fig. 3). The infection rate was low (IP – 6.67%, AI – 0.27 specimens per host). Representatives of this genus are widely distributed parasites of numerous fish species (Zaika, 1965; Rusinek, 2007; Molchanov and Pronin, 2013; Rusinek et al., 2015).

The complete life cycle of this nematode in Lake Baikal remains unresolved, it is assumed that the paratenic host is the pelagic amphipod *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) (Sudarikov and Ryzhikov, 1951). *M. branickii*, while endemic to Baikal, may be carried by river currents into reservoirs (Lavnikova et al., 2023). The parasite reaches maturity in the stomach and intestines of the Baikal seal (*Pusa sibir-*

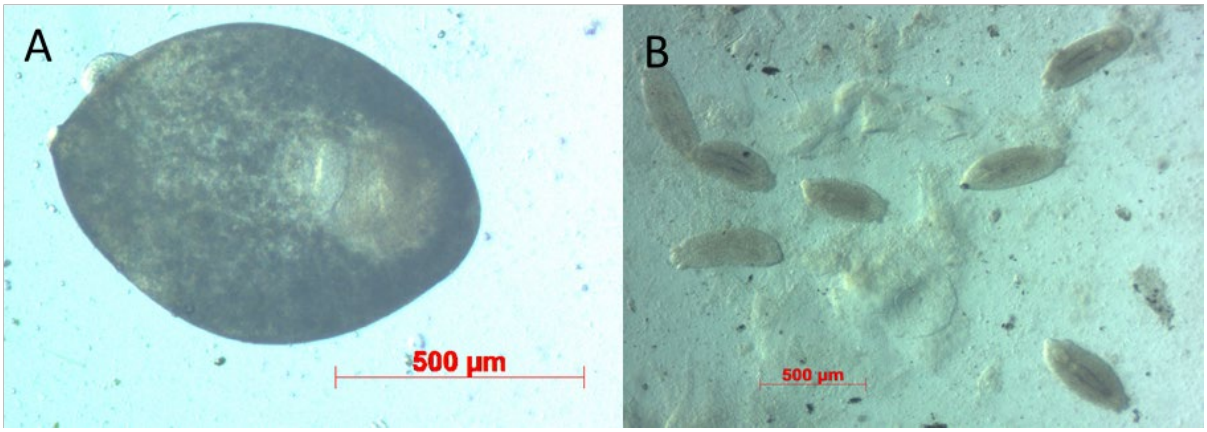


Fig.2. Trematodes of common bream from the Irkutsk Reservoir:
A – *Ichthyocotylurus pileatus*, B – *Diplostomum spathaceum*.

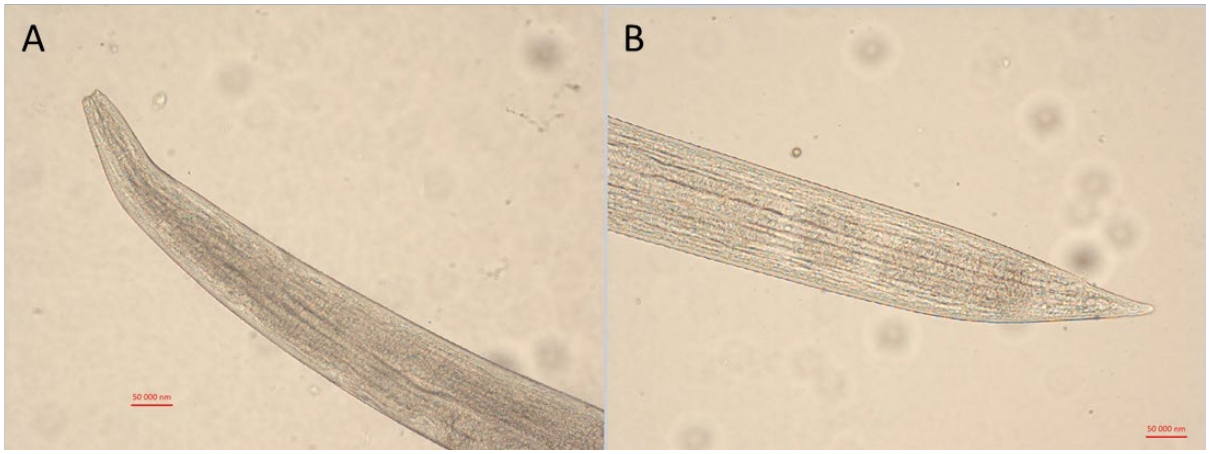


Fig.3. *Contracaecum osculatum baicalensis* of common bream from the Irkutsk Reservoir: anterior (A) and posterior (B) body regions.

ica Gmelin 1788), which is its only known definitive host (Sudarikov and Ryzhikov, 1951; Zhaltsanova et al., 1981)

Cestodes. One specimen had cestodes, *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) (IP – 6.67%; AI – 0.13 specimens per host), in the digestive tract (Fig. 4).

Previously, we detected DNA of this parasite in the digestive tract of the sunbleak, *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843), from the Irkutsk Reservoir (Denikina et al., 2023).

The tapeworm *C. laticeps* exhibits a two-host life cycle. Its presence in the digestive tract of the bream indicates predation of infected oligochaetes – the parasite's intermediate hosts.

Common bream from various water bodies, including reservoirs, are well-documented hosts of *C. laticeps* (Dzika, 2002; Rückert et al., 2007; Izvekova et al., 2011; Barčák et al., 2017; Frolova et al., 2019). In Lake Baikal, this species has been recorded only in Siberian dace (*Leuciscus leuciscus baicalensis* Dybowski, 1869) and roach (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) (Pronin and Sanzhieva, 2001).

In the lower reaches of the Angara River, only *Caryophyllaeides fennica* (Schneider, 1902) Nybelin, 1922 had been previously observed among members of the family Caryophyllidea (Pronin et al., 1999). We identified it for the first time in the bream from the Irkutsk Reservoir.

The qualitative and quantitative composition of the parasitofauna of acclimatized species is influenced by a variety of factors. Most introduced species have fewer parasite species in their new range compared to their native range (Roche et al., 2010), giving them several advantages due to the loss of natural enemies, such as parasites and pathogens (Liu and Stiling, 2006). A depletion of parasitic fauna in fish is common when they are acclimatized to the water bodies lacking closely related species (Bauer, 1991). However, in their new range, they may also acquire new parasite species (Poulin and Mouillot, 2003).

The richness of parasite species, their abundance, and prevalence vary depending on environmental factors (Calhoun et al., 2018). Sharp fluctuations in water levels in reservoirs strongly impact aquatic communities (Rivière, 1980; Ortega-Mayagoitia et al., 2000). As the abundance and diversity of these communities change, the structure of their parasite populations also undergoes significant transformations (Lafferty and Kuris, 1999; Morley, 2007; Shabunov and Radchenko, 2012; Lymbery et al., 2020), particularly in terms of species diversity (Avdeeva, 1989; Buryakina, 1995).

The effects of water level fluctuations on parasites can be direct or indirect – mediated through their hosts. For instance, myxozoans and trematodes at the dispersal stage perish when water discharge exposes them to desiccation. This disrupts ecological relationships between parasites and fish (Avdeeva, 1989). However, conditions in the reservoirs with fluctuating water levels may favor certain species that rely on benthic animals as intermediate hosts. Some parasites maintain relatively high abundance despite overall faunal depletion. For example, myxozoans, ciliates, and monogeneans achieve this by parasitizing hosts with high population densities, such as roach, common bream, and European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Certain trematodes and nematodes remain abundant by utilizing benthic organisms, which are well-represented in reservoirs, as intermediate hosts (Buryakina, 1995).

Additionally, parasite distribution in water bodies is closely linked to the dispersal of piscivorous birds and zooplankton development. Particularly favorable conditions arise in reservoirs with bays, backwaters, shallow areas, abundant zooplankton, and nesting sites for gull species (Izyumova, 1984).

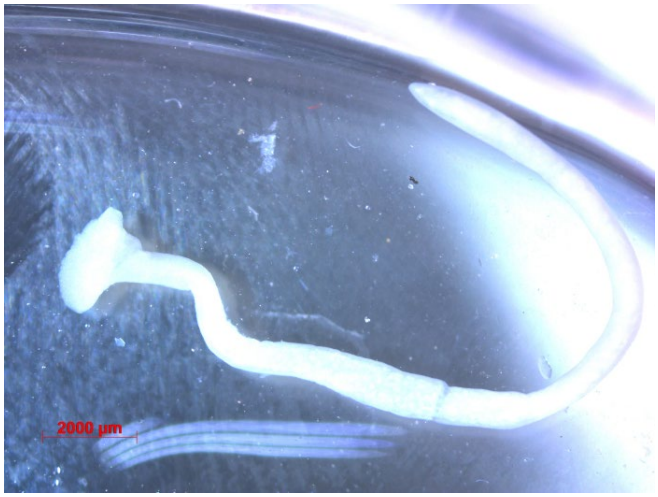


Fig.4. *Caryophyllaeus laticeps* of common bream from the Irkutsk Reservoir.

The Irkutsk Reservoir hosts all groups of animals involved in the life cycles of the parasites we identified. However, data on specific host species (intermediate, reservoir, and definitive) are lacking. We recorded a greater number of parasite species in the common bream from the Irkutsk Reservoir compared to fish from Istominsky Sor of Lake Baikal. This difference may be attributed, on the one hand, to the general understudied nature of acclimatized fish and, on the other hand, to the distinct hydrological conditions of their habitats. Furthermore, the specific environmental conditions of the Irkutsk Reservoir, the fact that over 60 years have passed since the bream's introduction, and the presence of other members of the subfamily Leuciscinae in the ichthyofauna suggest the existence of established parasite-fish relationships. However, our study is still in its early stages, and the initial findings require further comprehensive research.

4. Conclusion

For the first time, we obtained data on the parasite fauna of the common bream acclimatized in the Irkutsk Reservoir. The parasite fauna included six widely specific species: *Myxidium* sp., *Myxobolus* sp., *C. laticeps*, *I. pileatus*, *D. spathaceum*, and *C. osculatum baicalensis*.

We assume a much larger number of parasite species in the common bream and other fish species from the Angara River reservoirs than have been recorded to date. In this regard, we consider that further comprehensive parasitological and molecular genetic studies would be relevant. The study of the species composition of parasites with different life cycles and analysis of quantitative indicators of fish invasion would give an insight into the processes occurring in the ecosystem of the Irkutsk Reservoir concerning the effects of its level fluctuations on the hydrobiont communities.

Acknowledgements

The work was supported by the State projects No. 121032300224-8, 121030900141-8.

Conflict of interests

The authors declare that they have no competing interests.

References

Avdeeva E.V. 1989. Peculiar character of formation of parasite fauna of fishes of reservoirs of the Daugava River. Parasitology [Parazitologiya] 23(3): 244-249. (in Russian)

Akimova L.N., Shimalov V.V., Bychkova E.I. 2011. Diversity of trematode larvae in gastropod molluscs in water bodies of Belarus. Parasitology [Parazitologiya] 45(4): 287-305. (in Russian)

Barčák D., Oros M., Hanzelová V. et al. 2017. A synoptic review of *Caryophyllaeus* Gmelin, 1790 (Cestoda: Caryophyllidea), parasites of cyprinid fishes. Folia Parasitologica 64: 027. DOI: 10.14411/fp.2017.027

Bartholomew J.L., Atkinson S.D., Hallett S.L. et al. 2008. Myxozoan parasitism in waterfowl. International Journal for Parasitology 38(10): 1199-1207. DOI: 10.1016/j.ijpara.2008.01.008

Bauer O.N. 1991. Spread of parasites and diseases of aquatic organisms by acclimatization: a short review. Journal of Fish Biology 5(39): 679-686. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1991.tb04398.x

Batueva M.D. 2018. Taxonomic diversity of Myxosporean species (Myxozoa: Myxosporea) of fishes in the Lake Baikal basin. Parasitology [Parazitologiya] 52 (5): 395–402. DOI: 10.7868/S0031184718050049 (in Russian)

Buchmann K., Mellergaard S., Koie M. 1987. Pseudodactylogyrus infections in eel: a review. Diseases of Aquatic Organisms 3: 51-57.

Buryakina A.V. 1995. Parasite fauna of fishes of the Saratov Reservoir (fauna, ecology). Diss.... Cand. of Biological Sciences, GOSNIIORKH, St. Petersburg, Russia. (in Russian)

Bychkov I.V., Nikitin V.M. 2015. Water-level regulation of Lake Baikal: problems and possible solutions. Geography and Natural Resources 36: 215-224. DOI: 10.1134/S1875372815030014

Bykhovskaya-Pavlovskaya I.E. 1985. Parazity ryb (Rukovodstvo po izucheniyu) [Parasites of fish. Study guide]. Moscow: Nauka. (in Russian)

Calhoun D.M., McDevitt-Galles T., Johnson P.T.J. 2018. Parasites of invasive freshwater fishes and the factors affecting their richness. Freshwater Science 37(1): 1-13. DOI: 10.1086/696566

Capasso S., Gutiérrez J.S. 2023. *Diplostomum spathaceum*. Trends in Parasitology 39(11): 969-970. DOI: 10.1016/j.pt.2023.06.002

Cech G., Molnár K., Székely C. 2012. Molecular genetic studies on morphologically indistinguishable *Myxobolus* spp. infecting cyprinid fishes, with the description of three new species, *M. alvarezae* sp. nov., *M. sitjae* sp. nov. and *M. eirasianus* sp. nov. Acta Parasitologica 57(4): 354-366. DOI: 10.2478/s11686-012-0045-2

Chen W., Zhang D., Whipps C.M. et al. 2021. Description of *Myxidium pseudocuneiforme* n. sp. (Myxosporea: Myxidiidae) from *Cyprinus carpio* in China, with the resolution on a taxonomic dilemma of *Myxidium cuneiforme*. Journal of Eukaryotic Microbiology 68(5): e12859. DOI: 10.1111/jeu.12859

Colunga-Ramírez G., Suhaimi N.S., Cech G. et al. 2024. Morphological and molecular characterisation of two closely related species: *Myxobolus tihanyensis* n. sp. and *Myxobolus sandrae* Reuss, 1906. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 23: 100909. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2024.100909

Daitkhe A.A., Morozko A.V., Abramov A.L. 2022. Parasite fauna of bream of the lower pool of the NGES. In: Water and environmental problems of Siberia and Central Asia 2, pp. 221-223. (in Russian)

Denikina N.N., Kulakova N.V., Bukin Y.S. et al. 2023. The first detection of DNA of *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) in sunbleak *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843). Limnology and Freshwater Biology 1: 1-10. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-1-1

Dobson A., Foufopoulos J. 2001. Emerging infectious pathogens of wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences 356: 1001-1012. DOI: 10.1098/rstb.2001.0900

Doria CRdC, Agudelo E., Akama A. et al. 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon: ANNF Database and Review. Frontiers in Ecology and Evolution 9: 646702. DOI: 10.3389/fevo.2021.646702

Dzika E. 2002. The parasites of bream *Abramis brama* (L.) from Lake Kortowskie. Archives of Polish Fisheries 10 (1): 85-96.

Eiras J.C., Saraiva A., Cruz C.F. et al. 2011. Synopsis of the species of *Myxidium* Bütschli, 1882 (Myxozoa: Myxosporea: Bivalvulida). Systematic Parasitology 80: 81-116. DOI: 10.1007/s11230-011-9315-x

Elton C. 1960. Ecology of animal and plant invasions. Moscow: Foreign Literature. (in Russian)

Evlanov I.A., Kirilenko E.V., Mineev A.K. et al. 2013. The influence of alien species of aquatic organisms on the structural and functional organization of the ecosystem of the Saratov Reservoir. Bulletin of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences [Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra RAN] 15(7): 2277-2286. (in Russian)

Faltýnková A., Karvonen A., Jyrkkä M. et al. 2009. Being successful in the world of narrow opportunities: transmission patterns of the trematode *Ichthyocotylurus pileatus*. Parasitology 136(11): 1375-1382. DOI: 10.1017/S0031182009990862

Fariya N., Kaur H., Abidi R. 2020. *Myxidium tictoi* n. sp., a myxozoan parasite infecting kidney of fresh water barb *Puntius ticto* (Hamilton, 1822) from river Gomti, Lucknow (U.P). Journal of Parasitic Diseases 44(1): 126-130. DOI: 10.1007/s12639-019-01171-x

Friedrich C., Ingolic E., Freitag B. et al. 2000. A myxozoan-like parasite causing xenomas in the brain of the mole, *Talpa europaea* L., 1758 (Vertebrata, Mammalia). Parasitology 121(5): 483-492. DOI: 10.1017/s0031182099006769

Frolova T.V., Izvekov E.I., Solovyev M.M. et al. 2019. Activity of proteolytic enzymes in the intestine of bream *Abramis brama* infected with cestodes *Caryophyllaeus laticeps* (Cestoda, Caryophyllidea). Comparative Biochemistry & Physiology Part B. Biochemistry and Molecular Biology 235: 38-45. DOI: 10.1016/j.cbpb.2019.05.009

Golovina N.A., Romanova N.N., Golovin P.P. 2017. Ecological and faunistic analysis of fish parasites of the Belgorod and Starooskol reservoirs. Scientific Bulletin of Belgorod State University. Series: Natural Sciences [Nauchnye vedomosti Belgorodskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya Estestvennye nauki] 11(260): 51-64. (in Russian)

GOST 33219-2014. 2016. Guidelines for accommodation and care of laboratory animals. Species-specific provisions for fish, amphibians and reptiles. Moscow: Standartinform Publ. (in Russian)

Hoogendoorn C., Smit N.J., Kudlai O. 2020. Resolution of the identity of three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae) parasitizing freshwater fishes in South Africa, combining molecular and morphological evidence. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 11: 50-61. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2019.12.003

Izrailskaia A.V., Besprozvannykh V.V., Shchelkanov M.Y. 2024. *Diplostomum* cf. *vanelli* Yamaguti, 1935 (Trematoda: Diplostomidae Poirier, 1886): morpho-molecular data and life cycle. Diversity 16(5): 286. DOI: 10.3390/d16050286

Izvekova G.I., Soloviev M.M., Izvekov E.I. 2011. Effect of *Caryophyllaeus laticeps* (Cestoda, Caryophyllidea) on the activity of digestive enzymes in bream. Bulletin of the Russian Academy of Sciences. Biological Series [Izvestiya RAN. Seriya biologicheskaya] 1: 61-67. (in Russian)

Izyumova N.A. 1984. Fish parasites under regulated flow conditions. Biological resources of reservoirs. Moscow: Nauka. (in Russian)

Jirsa F., Konecny R., Frank C. 2008. The occurrence of *Caryophyllaeus laticeps* in the nase *Chondrostoma nasus* from Austrian rivers: possible anthropogenic factors. Journal of Helminthology 82(1): 53-58. DOI: 10.1017/S0022149X07873548

Johnsen B.O., Jensen A.J. 1988. Introduction and establishment of *Gyrodactylus salaries* Malmberg, 1957 on Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry and parr in River Vesna, Norway. Journal of Fish Diseases 11: 35-45. DOI: 10.1111/j.1365-2761.1988.tb00521.x

Karvonen A., Savolainen M., Seppälä O. et al. 2006. Dynamics of *Diplostomum spathaceum* infection in snail hosts at a fish farm. Parasitology Research 99(4): 341-345. DOI: 10.1007/s00436-006-0137-8

Kelly D.W., Paterson R.A., Townsend C.R. et al. 2009. Has the introduction of brown trout altered disease patterns in native New Zealand fish? Freshwater Biology 54: 1805-1818. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02228.x

Kirillov A.A., Kirillova N.Yu. 2013. Trematodes of birds (Aves) of the Middle Volga region. 2. Orders Plagiorchiida, Renicolida, Strigeida and Schistosomatida. Parasitology [Parazitologiya] 47(2): 136-177. (in Russian)

Kolesnikova I.Ya. 1994. Parasitic protozoa of bream (*Abramis brama* L.) of the Rybinsk Reservoir. Parasitology [Parazitologiya] 28(5): 410-415. (in Russian)

Kudlai O., Oros M., Kostadinova A. et al. 2017. Exploring the diversity of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae) in fishes from the River Danube using mitochondrial DNA barcodes. Parasites and Vectors 10: 592. DOI: 10.1186/s13071-017-2518-5

Kupchinsky B.S. 1987. Bream of the reservoirs of the Baikal-Angara basin. Irkutsk: Irkutsk State University Publishing House. (in Russian)

Lafferty K.D., Kuris A.M. 1999. How environmental stress affects the impact of parasites. Limnology and Oceanography 44: 925-931.

Lavnikova A.V., Biritskaya S.A., Bukhaeva L.B. et al. 2023. On the issue of the removal of *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) specimens to the shore of the Angara River. Development of life in the process of abiotic changes on Earth. In: Zaitseva E.P. (ed.), Proceedings of the IV All-Russian scientific and practical conference dedicated to the 30th anniversary of the Baikal Museum of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, September 25–29, 2023, Listvyanka, Irkutsk Region. Irkutsk: Irkutsk State University Publishing House. pp. 123–125. DOI: 10.24412/cl-34446-2023-4-123-125 (in Russian)

Lebedeva D.I., Yakovleva G.A., Zaytsev D.O. et al. 2020. Trematode Metacercariae in the eyes of fish from reservoirs of Mongolia. Ecosystem Transformation [Transformaciya ekosistem] 3(1): 19–26. DOI: 10.23859/estr-191017 (in Russian)

Lee Y.I., Seo M., Chai J.Y. 2020. Intestinal flukes recovered from a Herring Gull, *Larus argentatus*, in the Republic of Korea. Korean Journal of Parasitology 58(1): 81-86. DOI: 10.3347/kjp.2020.58.1.81

Liu H., Stiling P. 2006. Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. Biological Invasions 8: 1535-1545. DOI: 10.1007/s10530-005-5845-y

Liu Y., Lövy A., Gu Z. et al. 2019. Phylogeny of Myxobolidae (Myxozoa) and the evolution of myxospore appendages in the *Myxobolus* clade. International Journal for Parasitology 49(7): 523-530. DOI: 10.1016/j.ijpara.2019.02.009

Lom J., Dyková I. 2006. Myxozoan genera: definition and notes on taxonomy, life-cycle terminology and pathogenic species. Folia Parasitologica 53: 1-36.

Lymbery A.J., Lymbery S.J., Beatty S.J. 2020. Fish out of water: aquatic parasites in a drying world. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 12: 300-307. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2020.05.003

Mathews P.D., Mertins O., Flores-Gonzales A.P.P. et al. 2022. Host–parasite interaction and phylogenetic of a new cnidarian Myxosporean (Endocnidozoa: Myxobolidae) infecting a valuative commercialized ornamental fish from Pantanal Wetland Biome, Brazil. Pathogens 11: 1119. DOI: 10.3390/pathogens11101119

Mills E.L., Paulikonis N.K., Pronin N.M. 1999. Expansion of exotic species in the North American Great Lakes as a lesson for preventing biological pollution of Lake Baikal. In: Environmental Protection. Ulan-Ude: VSGTU 1: 35-39. (in Russian)

Mineeva O.V. 2023. Species diversity of helminths of the digestive system of bream and roach of the Saratov Reservoir. Bulletin of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences [Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra RAN] 25(5): 52-57. (in Russian)

Molchanov A., Pronin N. 2013. Infestation of different morphological and physiological groups of *Coregonus migratorius* and *Thymallus brevipinnis* by larvae of nematode *Contracaecum osculatum baicalensis* (Ascaridida: Anisakidae) during autumn migrations in the Selenga river. Buryat State Agricultural Academy named after V.R. Filippov [Vestnik BGSHA imeni V. R. Filippova] 4(33): 21-24. (in Russian)

Morley N.J. 2007. Anthropogenic Effects of Reservoir Construction on the Parasite Fauna of Aquatic Wildlife. EcoHealth 4: 374-383. DOI: 10.1007/s10393-007-0130-4

Nurzhanova F.Kh., Karmaliev R.S., Satybaev B.G. 2024. Parasitological monitoring of commercial fish of the Bitik reservoir of the West Kazakhstan region. Theory and practice of combating parasitic diseases [Teoriya i praktika bor'by s parazitarnymi boleznyami] 25: 290-296. (in Russian)

Okamura B., Hartigan A., Naldoni J. 2018. Extensive uncharted biodiversity: the parasite dimension. Integrative and Comparative Biology 58(6): 1132-1145. DOI: 10.1093/icb/icy039

Ortega-Mayagoitia E., Armengol X., Rojo C. 2000. Structure and dynamics of zooplankton in a semi-arid wetland, the National Park Las Tablas de Daimiel (Spain). Wetlands 20: 629-638. DOI: 10.1672/0277-5212(2000)020[0629:SADOZI]2.0.CO;2

Pérez-del-Olmo A., Georgieva S., Pula H.J. et al. 2014. Molecular and morphological evidence for three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae), parasites of fishes and fish-eating birds in Spain. Parasites and Vectors 7: 502. DOI: 10.1186/s13071-014-0502-x

Ponkratov S.F. 2013. Biological invasions of alien fish species into the basin of Angara reservoirs. Russian Journal of Biological Invasions [Rossijskij Zhurnal Biologicheskih Invazij] 6(4): 59-69. (in Russian)

Poulin R., Mouillot D. 2003. Host introductions and the geography of parasite taxonomic diversity. Journal of Biogeography 30: 837-845. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2003.00868.x

Pronin N.M. 1982. On the ecological consequences of acclimatization works in the Lake Baikal basin. In: Biological resources of Transbaikalia and their protection. Ulan-Ude: Buryat branch of the Siberian Branch of the USSR Academy of Sciences, pp. 3-18. (in Russian)

Pronin N.M., Pronina S.V., Rudneva N.A. 1999. Ryby i ihtiopatologicheskaja situacija v nizhnem techenii Angary [Fish and ichthyopathological situation in the lower reaches of the Angara]. Bioraznoobrazie Bajkal'skoj Sibiri [Biodiversity of Baikal Siberia]. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Pronin N.M., Sanzhieva S.D. 2001. Plathelminthes: Cestoda. In: Timoshkin O.A. (Ed.), Index of animal species inhabiting Lake Baikal and its catchment area. Novosibirsk: Nauka, pp. 242-270. (in Russian)

Przybylski M., Grabowska J., Zięba G. 2021. Trends in research on invasive fishes. Journal of Vertebrate Biology 70(4): E2101. DOI: 10.25225/jvb.E2101

Rivier I.K. 1980. Population structure of *Cyclops kolensis* and the influence of some abiotic factors on it in nature and experiment. Proceedings of the Institute of Biology and Inorganic Vegetation of the USSR Academy of Sciences [Trudy IBVV AN SSSR] 44(47): 121-124. (in Russian)

Roche D.G., Leung B., Franco E.F. et al. 2010. Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. International Journal for Parasitology 40(13): 1525-1530. DOI: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007

Rückert S., Klimpel S., Palm H.W. 2007. Parasite fauna of bream *Abramis brama* and roach *Rutilus rutilus* from a man-made waterway and a freshwater habitat in northern Germany. Diseases of Aquatic Organisms 74(3): 225-233. DOI: 10.3354/dao074225

Rusinek O.T. 2007. Parazity ryb ozera Baikal (fauna, soobshchestva, zoogeografiya). Fish parasites of Lake Baikal (fauna, communities, zoogeography and historical background). Moscow: KMK Scientific Press Ltd. (in Russian)

Rusinek O., Kulikowski M., Najda K. et al. 2015. *Contracaecum* spp. from endemic Baikal fishes: the Baikal yellowfin *Cottocomephorus grewingkii* (Dybowski, 1874) and the longfin Baikal sculpin *Cottocomephorus inermis* (Yakovlev, 1890). International Journal of Oceanography and Hydrobiology 44(1): 68-73. DOI: 10.1515/ohs-2015-0007

Selbach C., Soldanova M., Georgieva S. et al. 2015. Integrative taxonomic approach to the cryptic diversity of *Diplostomum* spp. in lymnaeid snails from Europe with a focus on the '*Diplostomum mergi*' species complex. Parasite Vectors 8: 300. DOI: 10.1186/s13071-015-0904-4

Shabunov A.A., Radchenko N.M. 2012. Parasites of fish, amphibians and gulls in ecosystems of large water bodies of the Vologda region: monograph. Vologda: VoGTU. (in Russian)

Stepanova M.A., Mikryakov D.V. 2012. Study of the state of bream *Abramis brama* of reservoirs of the Middle Volga basin by the asymmetry of infection with *Dactylogyrus* sp. Fish farming and fish industry [Rybovodstvo i rybnoe hozyajstvo] 3: 49-52. (in Russian)

Sudarikov V.E., Ryzhikov K.M. 1951. On the biology of *Contracaecum osculatum baicalensis* – nematodes of the Baikal seal. Proceedings of GELAN [Trudy GELAN] 55: 59-66. (in Russian)

Tierney P.A., Caffrey J.M., Vogel S. et al. 2020. Invasive freshwater fish (*Leuciscus leuciscus*) acts as a sink for a parasite of native brown trout *Salmo trutta*. Biological Invasions 22: 2235-2250. DOI: 10.1007/s10530-020-02253-1

Yakovleva G., Lebedeva D., Ieshko E. 2015. Trematodes in wetland birds of Karelia (based on materials from the 319th USSR helminthological expedition, 1958-1962) Transactions of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences [Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN] 2: 95–110. DOI: 10.17076/eco119i (in Russian)

Zaika V.E. 1965. Parasite fauna of fishes of Lake Baikal. Moscow: Science. (in Russian)

Zhaltsanova D.S.D., Pronin N.M., Gladysh A.P. et al. 1981. Interannual and age-related changes in the infection of the Baikal seal with the nematode *Contracaecum osculatum baicalensis*. Parasitology [Parazitologiya] 15(3): 240-245. (in Russian)

Zhokhov A.E., Molodozhnikova N.M., Pugacheva M.N. 2003. Distribution and abundance of the cestode *Caryophyllaeides fennica* (Cestoda: Lytocestidae) in the populations of carp fishes of the Rybinsk Reservoir. Parasitology [Parazitologiya] 37(2): 127-133. (in Russian)

Zhu R., Chen K., Cai X. et al. 2022. The first wild record of invasive redhead cichlid, *Vieja melanura* (Günther, 1862), in Hainan Island, China. BioInvasions Records 11(1): 244-249. DOI: 10.3391/bir.2022.11.1.25

Оригинальная статья

Паразитофауна обыкновенного леща *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) (Cypriniformes: Leuciscinae) из Иркутского водохранилища

Хамнуева Т.Р.[1], Балданова Д.Р.[1], Деникина Н.Н.[2]*, Дзюба Е.В.[2]

[1] *Институт общей и экспериментальной биологии Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Сахьяновой, 6, Улан-Удэ, 670047, Россия*
[2] *Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия*

АННОТАЦИЯ. Приведены первые данные о фауне паразитов акклиматизированного в Иркутском водохранилище обыкновенного леща. Показано, что паразитофауна рыб включает в себя 6 широкоспецифичных видов: миксоспоридий (2), цестод (1), трематод (2) и нематод (1). Предполагается существование значительно большего количества видов паразитов у леща и других видов рыб из водохранилищ р. Ангара, чем зарегистрировано к настоящему времени. В связи с практически полным отсутствием сведений о паразитах рыб из Иркутского водохранилища, обсуждается актуальность проведения комплексных паразитологических и молекулярно-генетических исследований.

Ключевые слова: *Abramis brama*, *Myxidium* sp., *Myxobolus* sp., *Caryophyllaeus laticeps*, *Ichthyocotylurus pileatus*, *Diplostomum spathaceum, Contracaecum osculatum baicalensis,* Иркутское водохранилище

Для цитирования: Хамнуева Т.Р., Балданова Д.Р., Деникина Н.Н., Дзюба Е.В. Паразитофауна обыкновенного леща *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) (Cypriniformes: Leuciscinae) из Иркутского водохранилища // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 376-390. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-376

1. Введение

Актуальность исследований инвазивных видов в настоящее время в мире существенно возросла (Tierney et al., 2020; Doria et al., 2021; Przybylski et al., 2021; Zhu et al., 2022). Изменение речных биотопов, вследствие прямого антропогенного воздействия (гидростроительство), предоставляет инвазивным видам возможность проникновения и формирования устойчивых популяций в экосистемах-реципиентах. Основными способами вселения данных видов в бассейны водоёмов являются преднамеренная или случайная интродукция человеком и саморасселение. Процесс биологических инвазий наземных и водных организмов во второй половине 20 века стал мощнейшим фактором дестабилизации экосистем и нарушения природного биоразнообразия, нередко приводящим к катастрофическим последствиям разного масштаба. В дополнение к изменениям среды обитания, трофическим, пространственным и генетическим последствиям биологических инвазий, отмечено поступление возбудителей инфекций и паразитов, ассоциированных с интродуцированными видами (Dobson and Foufopoulos, 2001; Kelly et al., 2009). Примером могут служить микроспоридии *Ichthyosporidium hertwigi* (Weissenberg, 1911) Swarczewsky, 1914 (*Glugea hertwigi* Weissenberg, 1911), поражающие радужную корюшку *Osmerus mordax* (Mitchill, 1814) и миксоспоридии *Myxobolus cerebralis* Hofer, 1903 (*Myxosoma cerebralis* (Hofer, 1903)), вызывающие вихревую болезнь лососевых рыб, которые были интродуцированы с рыбами в бассейн Великих озер (Миллс и др., 1999) Показано, что непреднамеренно занесенные паразиты и болезни оказывают патогенное воздействие на местные виды рыб (Пронин, 1982, Buchmann et al., 1987, Johnsen and Jensen, 1988; Бурякина, 1995).

Интродукция новых видов гидробионтов в водоемах Байкальского региона начиналась с целью повышения их рыбопродуктивности (Миллс и др., 1999). Интродукционные работы с многократным завозом разных видов рыб привели к натурализации трех видов (амурский сазан *Cyprinus rubrofuscus* Lacepède, 1803, амурский сом *Silurus asotus* Linnaeus, 1758 и обыкновенный лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758)), которые частично заняли

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: denikina@lin.irk.ru (Н.Н. Деникина)

Поступила: 20 февраля 2025; ***Принята:*** 25 июня 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

экологические ниши местных видов, конкурируя с ними (Понкратов, 2013).

В течение 1956-1963 гг. более 20000 экз. леща были выпущены в Иркутское водохранилище (Купчинский, 1987). Иркутское водохранилище расположено на участке р. Ангара от Байкала до г. Иркутска. Общая его площадь составляет 15 тыс. га и почти четверть ее приходится на заливы и мелководья (глубиной до 12 м). Иркутское водохранилище подвержено антропогенному воздействию: значительным колебаниям уровня воды (Бычков и Никитин, 2015) и рекреационной нагрузке. Ранее было показано, что факторы среды (увеличенное поступление в водоем биогенных элементов, снижение уровня воды, неблагоприятные температурные условия и др.) приводят к наибольшему распространению среди других представителей донной фауны олигохет, что способствует возрастанию зараженности рыб паразитами (Jirsa et al., 2008). Несмотря на значительное количество публикаций о фауне паразитов леща из разных водохранилищ (Жохов и др., 2003; Степанова и Микряков, 2012; Головина и др., 2017; Минеева, 2023; Нуржанова и др., 2024), в нашем регионе ранее паразитофауна леща была изучена только у рыб из Истоминского сора озера Байкал (Русинек, 2007). В ее составе было отмечено четыре вида: миксоспоридия *Thelohanellus furmani* Auerbach, 1909, трематода *Diplostomum spathaceum* (Rudolphi, 1819) Olsson, 1876 и два специфичных вида моногеней *Dactylogyrus auriculatus* Nordmann, 1832 и *Gyrodactylus elegans* Nordmann, 1832. Показано, что экологический эффект от вселения чужеродных видов возникает только в случае их успешной натурализации (Элтон, 1960; Евланов и др., 2013). Актуальность исследования вызвана отсутствием сведений о фауне паразитов этого интродуцированного вида, который в настоящее время является не только компонентом экосистемы Иркутского водохранилища и объектом промысла, но и видом, часть стада которого выходит из водохранилища в оз. Байкал (Понкратов, 2013). В связи с этим целью данной работы стало исследование паразитофауны обыкновенного леща из Иркутского водохранилища.

2. Материал и методы исследования

Место отлова рыб с координатами 52˚12›37» с.ш., 104˚25’28’’ в.д. располагалось на Иркутском водохранилище (р. Ангара). Рыб отлавливали с помощью крючковой снасти с глубин 2-3 м в июле 2022 года. Эвтаназию рыб проводили передозировкой анестетика (ГОСТ 33219-2014, 2019) с использованием 2% раствора лидокаина (лидокаин Буфус, Renewal, Россия). Всего было отловлено 15 особей стандартной длины 113-167 см. Образцы транспортировали во льду и хранили при температуре -20˚С.

Сбор и камеральную обработку материала проводили по общепринятой методике (Быховская-Павловская, 1985). Для количественной характеристики инвазии паразитов использовали общепринятые показатели: экстенсивность инвазии (ЭИ, %) и индекс обилия (ИО, экз.). Микроскопические исследования и микрофотографирование проводили с использованием микроскопов Axio Imager M2 и Stemi 2000-C с цифровыми камерами Axiocam.

3. Результаты и обсуждение

В результате исследований нами обнаружено 6 видов паразитов из 4 классов: Myxozoa – 2, Trematoda – 2, Nematoda – 1 и Cestoda – 1.

Миксоспоридии – разнообразная группа паразитов, насчитывающая около 2600 описанных видов (Okamura et al., 2018). Большинство из них заражают водных животных, преимущественно рыб, а также амфибий, рептилий, птиц и млекопитающих (Friedrich et al., 2000; Bartholomew et al., 2008). В жизненных циклах миксоспоридий участвуют беспозвоночные животные (обычно олигохеты или полихеты). Традиционно видовая идентификация миксоспоридий основывалась на морфологии спор. Морфологическая изменчивость спор в пределах вида и морфологическое сходство между видами существенно затрудняют их идентификацию, поэтому для изучения таксономии и систематики миксоспоридий в настоящее время используются молекулярно-генетические методы (Chen et al., 2021; Mathews et al., 2022; Colunga-Ramírez et al., 2024).

На жабрах рыб были обнаружены споры миксоспоридии рода *Myxobolus* Bütschli, 1882, зараженность ими составила 20%. Споры *Myxobolus* sp. овальные, почти округлые, слегка суживающиеся к заднему концу (Рис. 1А), их длина 13,53-16,8 мкм, ширина 11,76-13,09 мкм. Полярные капсулы грушевидные, длина большей 5,87-7,17 мкм, меньшей 5,15-6,62 мкм, диаметр большей капсулы 3,66-4,68 мкм, меньшей 3,21-4,57 мкм. Род *Myxobolus* включает в себя более 900 описанных видов (Mathews et al., 2022). Известно, что виды рода имеют строгую специфичность к тканям и заражают один вид хозяев или близкородственные виды (Cech et al., 2012; Liu et al., 2019).

Представитель миксоспоридий из рода *Myxidium* Bütschli, 1882, найден в почках только у одного леща (ЭИ – 6,67%). Споры *Myxidium* sp. веретеновидной формы длиной 15,5-18,31 мкм, шириной 5,25-8,12 мкм, длина полярных капсул 4,25-6,02 мкм, их диаметр 3,89-4,68 мкм (Рис. 1Б). Род *Myxidium* включает в себя более 250 номинальных видов (Lom and Dyková, 2006; Eiras et al., 2011; Fariya et al., 2020). Это преимущественно узкоспецифичные виды, паразитирующие в почках, мочевыводящих и желчных путях пресноводных и морских рыб, а также амфибий, рептилий и птиц (Eiras et al., 2011).

Согласно последней сводке по миксоспоридиям у рыб Байкала отмечено два вида рода *Myxobilatus* Davis, 1944, 8 видов рода *Myxidium* и 32 вида рода *Myxobolus* (Батуева, 2018). У леща зарегистрированы только *Thelohanellus oculileucisci* Trojan, 1909 и *T. fuhrmanni* Auebach, 1909 (Русинек, 2007). Представители родов *Myxobolus* и *Myxidium* впервые отмечены нами у леща, что позволяет предполо-

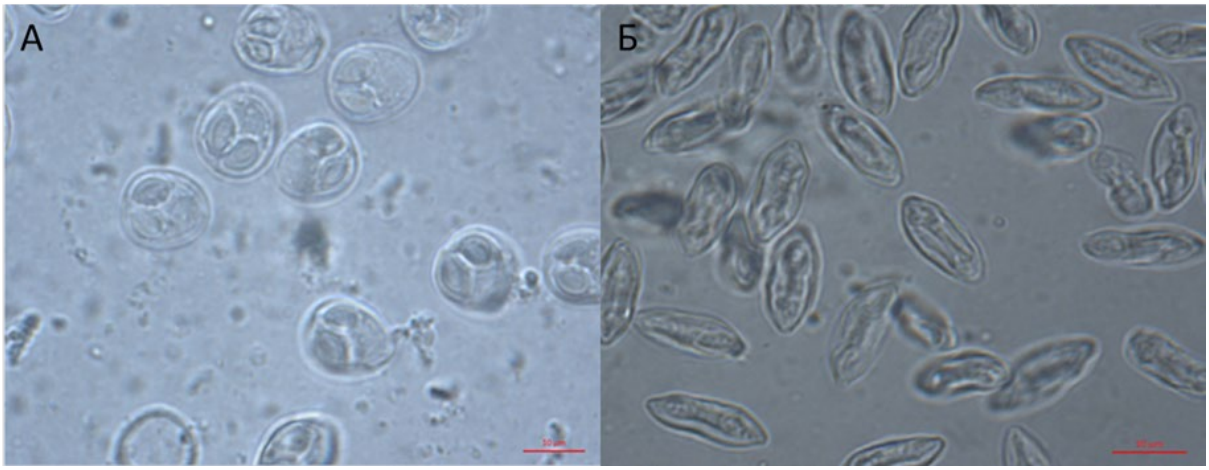


Рис.1. Миксоспоридии леща из Иркутского водохранилища:
А – *Myxobolus* sp., Б – *Myxidium* sp.

жить существование значительно большего количества видов миксоспоридий у рыб из озера Байкал и водохранилищ р. Ангара. Так, в Рыбинском водохранилище у леща описаны миксоспоридии, принадлежащие тем же родам: *Myxidium pfeifferi* и 12 видов *Myxobolus* (Колесникова, 1994). Видовая принадлежность миксоспоридий леща из Иркутского водохранилища не установлена.

Трематоды. Трематоды – паразиты со сложными жизненными циклами, которые в своем развитии связаны с разными видами беспозвоночных, рыб и птиц, обитающими в водоеме и на его побережьях. В связи с этим, видовой состав и количественные показатели инвазии хозяев всех уровней могут отражать процессы, происходящие в экосистемах водохранилищ (Лебедева и др., 2020).

В полости тела леща были обнаружены цисты *Ichthyocotylurus pileatus* (Rudolphi, 1802) Odening, 1969 (сем. Strigeidae) (Рис. 2А). Экстенсивность инвазии составила 13,33%, индекс обилия – 0,33 экз. Жизненный цикл трематод рода *Ichthyocotylurus* Odening, 1969 включает трех хозяев: первые промежуточные хозяева – моллюски, вторые – рыбы и окончательные – птицы (Faltýnková et al., 2009; Кириллов и Кириллова, 2013; Лебедева и др., 2020).

В хрусталиках глаз у всех исследованных рыб были обнаружены метацеркарии *D. spathaceum* (сем. Diplostomidae) (ЭИ – 100%, ИО – 29,33 экз.) (Рис. 2Б). Ранее этот вид был обнаружен у восточного леща из Истоминского сора озера Байкал (Русинек, 2007). *D. spathaceum* является распространенным видом, так, он детектирован у леща из Новосибирского водохранилища (ЭИ – 50%, ИО – 16,4 экз.) (Дайтхе и др., 2022) Жизненный цикл трематод рода *Diplostomum* Nordmann, 1832 включает трех хозяев: первые промежуточные хозяева – моллюски (Karvonen et al., 2006; Акимова и др., 2011; Selbach et al., 2015), вторые промежуточные хозяева – рыбы (Kudlai et al., 2017; Hoogendoorn et al., 2020) и окончательные хозяева – птицы (Pérez-del-Olmo et al., 2014; Яковлева и др., 2015; Lee et al., 2020).

У рыб заражение трематодами родов *Diplostomum* и *Ichthyocotylurus* происходит путем прямого проникновения свободноплавающих церкарий через кожу или жабры. Проникновение паразитов в глаза рыб часто приводит к развитию катаракты, способствует задержке роста и снижению выживаемости рыб (Capasso and Gutiérrez, 2023). Паразиты могут вызывать масштабные эпизоотии среди рыб как в естественных условиях, так и в рыбоводных хозяйствах. Таким образом, интерес к трематодам обусловлен не только решением таксономических проблем, но и их высокой экологической значимостью (Izrailskaia et al., 2024).

Нематоды. До настоящего времени нематоды остаются одной из наименее изученных групп паразитов рыб в Байкальском регионе. *Contracaecum osculatum baicalensis* Mosgovoi et Ryjikov, 1950 (Nematoda, Chromadorea, Anisakidae) был обнаружен в полости тела рыб (Рис. 3). Зараженность червями

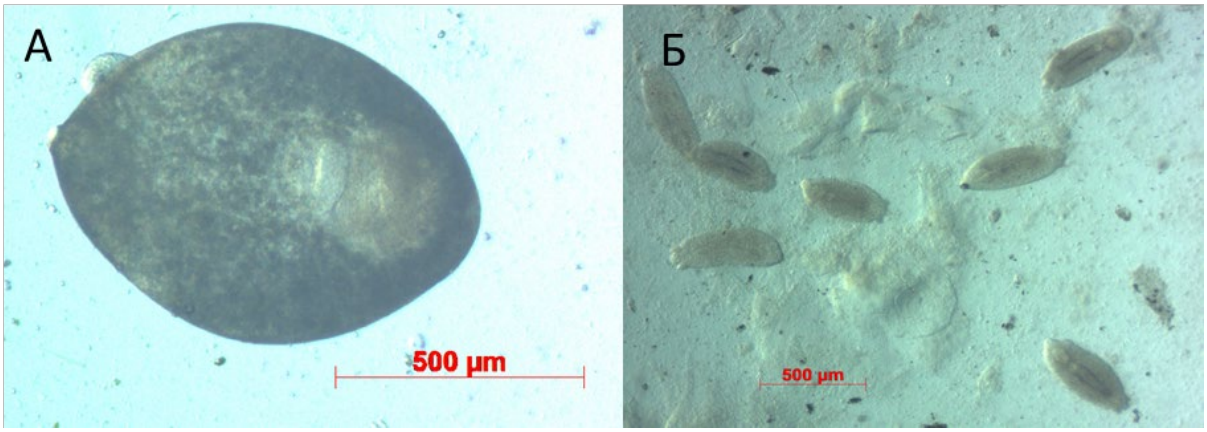


Рис.2. Трематоды леща из Иркутского водохранилища:
А – *Ichthyocotylurus pileatus*, Б – *Diplostomum spathaceum.*

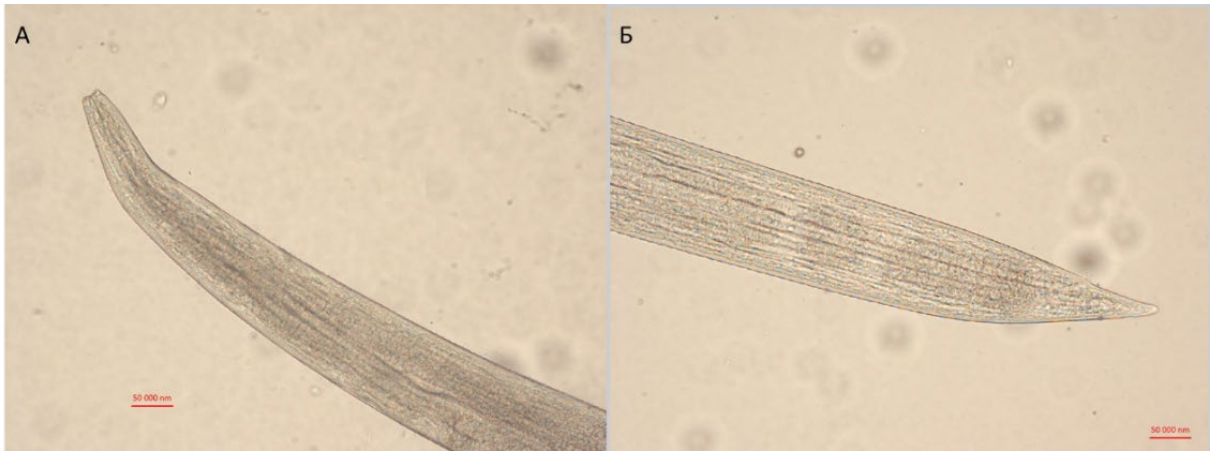


Рис.3. *Contracaecum osculatum baicalensis* из леща из Иркутского водохранилища: Передний (А) и задний (Б) концы тела.

невысокая – 6,67%, индекс обилия равен 0,27 экз. Представители рода – широко распространенные паразиты многих видов рыб (Заика, 1965; Русинек, 2007; Молчанов и Пронин, 2013; Rusinek et al., 2015). Жизненный цикл нематоды в озере Байкал не установлен, предполагается, что паратеническим хозяином является пелагическая амфипода *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) (Судариков и Рыжиков, 1951). Макрогектопус обитает в озере Байкал, но может быть вынесен течением реки (Лавникова и др., 2023) и, соответственно, попасть в водохранилище. Паразит достигает зрелости в желудке и кишечнике байкальской нерпы *Pusa sibirica* (Gmelin 1788), которая является его единственным известным окончательным хозяином (Судариков и Рыжиков, 1951; Жалцанова и др., 1981).

Цестоды. В пищеварительном тракте у одного экземпляра леща была обнаружена цестода *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) (ЭИ – 6,67%, ИО – 0,13 экз.) (Рис. 4).

Ранее нами была детектирована ДНК этого паразита из пищеварительного тракта обыкновенной верховки *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843) из Иркутского водохранилища (Denikina et al., 2023).

Ленточные черви рода *Caryophyllaeus* имеют жизненный цикл с двумя хозяевами. Таким образом, наличие червя *C. laticeps* в пищеварительном тракте леща может свидетельствовать о его питании зараженными олигохетами.

Лещ из различных водоемов, включая водохранилища, в качестве хозяина *C. laticeps* упоминается во многих исследованиях (Dzika, 2002; Rückert et al., 2007; Извекова и др., 2011; Barčák et al., 2017; Frolova et al., 2019). В озере Байкал *C. laticeps* отмечен лишь у ельца *Leuciscus leuciscus baicalensis* (Dybowski, 1869) и плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) (Пронин и Санжиева, 2001). В нижнем течении р. Ангара из представителей семейства Caryophyllidea ранее был отмечен только *Caryophyllaeides fennica* (Schneider, 1902) Nybelin, 1922 (Пронин и др., 1999). У леща из Иркутского водохранилища он обнаружен нами впервые.

На качественный и количественный состав паразитофауны акклиматизированных видов влияет множество разнообразных факторов. Большинство интродуцированных видов имеют меньшее количество видов паразитов в новом ареале по сравнению с их родным ареалом (Roche et al., 2010), что дает им ряд преимуществ от потери естественных врагов, таких как паразиты и патогены (Liu and Stiling, 2006). Обеднение паразитарной фауны у рыб является обычным явлением, если рыб акклиматизируют в водоемах, где отсутствуют их близкородственные виды (Bauer, 1991). Однако в новом ареале ими могут приобретаться и новые виды паразитов (Poulin and Mouillot, 2003).

Богатство видов паразитов, их обилие и распространенность изменяются в зависимости от переменных окружающей среды (Calhoun et al., 2018). Резкие колебания уровня воды в водохранилищах оказывают сильное воздействие на сообщества гидробионтов (Ривьер, 1980; Ortega-Mayagoitia et al., 2000). По мере изменения численности и разнообразия этих сообществ, существенно изменяется структура популяций их паразитов (Lafferty and Kuris, 1999; Morley, 2007; Шабунов и Радченко, 2012; Lymbery et al., 2020) и, особенно, ее видовое разнообразие (Авдеева, 1989; Бурякина, 1995). Воздействие колебаний уровня воды на паразитов может проявляться как путем непосредственного влияния, так и опосредованно – через их хозяев. Например, на этапе расселения миксоспоридии и трематоды, попавшие во время сброса воды в район осушения, погибают. Таким образом, нарушаются

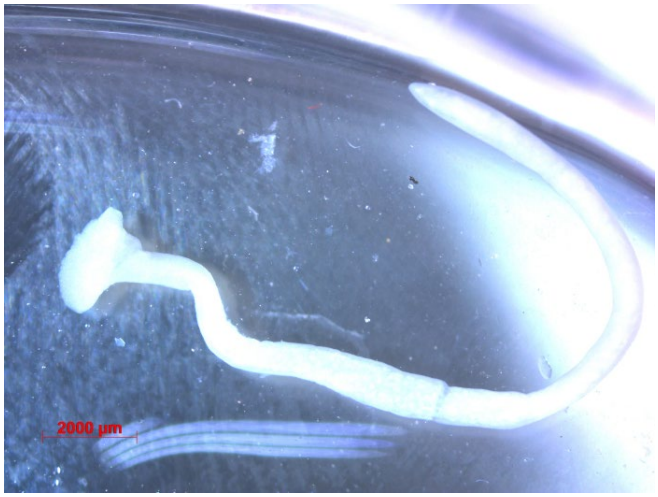


Рис.4. *Caryophyllaeus laticeps* из леща из Иркутского водохранилища.

экологические связи между паразитами и рыбами (Авдеева, 1989). Однако, условия существования в водохранилищах, подверженных колебаниям уровня для отдельных видов, промежуточными хозяевами которых служат донные животные, могут быть и благоприятными. Некоторые виды сохраняют относительно высокую численность на фоне общего обеднения фауны. Например, миксоспоридии, инфузории и моногенеи используют для этого своих хозяев плотву, леща и окуня *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), имеющих относительно высокую плотность популяций. Отдельные виды трематод и нематод сохраняют высокую численность благодаря использованию в качестве промежуточных хозяев богато представленных в водохранилищах донных животных (Бурякина, 1995). Кроме этого, распространение паразитов в водоемах тесно связано с расселением рыбоядных птиц и развитием зоопланктона. Особенно благоприятные условия для их развития образовались в тех водохранилищах, где имеются заливы и заводи, мелководья, обилие зоопланктона, гнездовья чайковых птиц (Изюмова, 1984).

В Иркутском водохранилище присутствуют все группы животных, участвующие в жизненных циклах обнаруженных нами паразитов, однако данные о конкретных видах-хозяев (промежуточных, резервуарных и окончательных) отсутствуют. Нами зарегистрировано большее количество видов паразитов у леща из Иркутского водохранилища, чем у рыб из Истоминского сора озера Байкал. С одной стороны, это может быть определено недостаточной изученностью акклиматизированных рыб в целом, а с другой, различиями в гидрологических условиях их мест обитания. Кроме этого, особенности условий среды обитания рыб в Иркутском водохранилище, факт, что со времени интродукции леща прошло более 60 лет, и наличие в составе ихтиофауны других представителей подсемейства Leuciscinae позволяет предположить существование уже сложившихся связей между паразитами и рыбами. Однако, наше исследование находится на начальном этапе и полученные первые данные нуждаются в проведении дополнительных комплексных исследований.

4. Заключение

Получены первые данные о фауне паразитов акклиматизированного в Иркутском водохранилище восточного леща. Установлено, что паразитофауна рыб включает в себя 6 широкоспецифичных видов: *Myxidium* sp., *Myxobolus* sp., *C. laticeps*, *I. pileatus*, *D. spathaceum* и *C. osculatum baicalensis*.

Мы предполагаем существование значительно большего количества видов паразитов у леща и других видов рыб из водохранилищ р. Ангара, чем зарегистрировано к настоящему времени. В связи с этим, считаем актуальным проведение дальнейших комплексных паразитологических и молекулярно-генетических исследований. Изучение видового состава паразитов с различными жизненными циклами и анализ количественных показателей инвазии рыб послужат пониманию процессов, происходящих в экосистеме Иркутского водохранилища в части влияния колебания его уровня на сообщества гидробионтов.

Источники финансирования и благодарности

Работа выполнена в рамках тем государственного задания №121032300224-8 и №121030900141-8.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов

Список литературы

Авдеева Е.В. 1989. Своеобразный характер формирования паразитофауны рыб водохранилищ реки Даугавы. Паразитология 23(3): 244-249.

Акимова Л.Н., Шималов В.В., Бычкова Е.И. 2011. Видовое разнообразие личинок трематод брюхоногих моллюсков водоемов Беларуси. Паразитология 45(4): 287-305.

Батуева М.Д. 2018. Таксономическое разнообразие миксоспоридий (Myxozoa: Myxosporea) рыб бассейна озера Байкал. Паразитология 52 (5): 395-402. DOI: 10.7868/S0031184718050049

Бурякина А.В. 1995. Паразитофауна рыб Саратовского водохранилища (фауна, экология). Дисс.... канд. биол. наук. Санкт-Петербург: ГОСНИОРХ.

Быховская-Павловская И.Е. 1985. Паразиты рыб (Руководство по изучению). Ленинград: Наука.

Бычков И.В., Никитин В.М. 2015. Регулирование уровня озера Байкал: проблемы и возможные решения. География и природные ресурсы 2015(3): 5-16. DOI: 10.1134/S1875372815030014

Головина Н.А., Романова Н.Н., Головин П.П. 2017. Эколого-фаунистический анализ паразитов рыб Белгородского и Старооскольского водохранилищ. Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки 11(260): 51-64.

ГОСТ 33219-2014. 2019. Руководство по содержанию и уходу за лабораторными животными. Правила содержания и ухода за рыбами, амфибиями и рептилиями. Москва: Стандартинформ.

Дайтхе А.А., Морозко А.В., Абрамов А.Л. 2022. Паразитофауна леща нижнего бьефа НГЭС. Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии 2: 221-223.

Евланов И.А., Кириленко Е.В., Минеев А.К. и др. 2013. Влияние чужеродных видов гидробионтов на структурно-функциональную организацию экосистемы Саратовского водохранилища. Известия Самарского научного центра Российской академии наук 15(7): 2277-2286.

Жалцанова Д.С.Д., Пронин Н.М., Гладыш А.П. и др. 1981. Межгодовые и возрастные изменения зараженности байкальской нерпы нематодой *Contracaecum osculatum baicalensis*. Паразитология 15(3): 240-245.

Жохов А.Е., Молодожникова Н.М., Пугачева М.Н. 2003. Распределение и численность цестоды *Caryophyllaeides fennica* (Cestoda: Lytocestidae) в популяциях карповых рыб Рыбинского водохранилища. Паразитология 37(2): 127-133.

Заика В.Е. 1965. Паразитофауна рыб озера Байкал. Москва: Наука.

Изюмова Н.А. 1984. Паразиты рыб в условиях зарегулированного стока. Биологические ресурсы водохранилищ. Москва: Наука.

Извекова Г.И., Соловьев М.М., Извеков Е.И. 2011. Влияние *Caryophyllaeus laticeps* (Cestoda, Caryophyllidea) на активность пищеварительных ферментов леща. Известия РАН. Серия биологическая 1: 61-67.

Кириллов А.А., Кириллова Н.Ю. 2013. Трематоды птиц (Aves) Среднего Поволжья. 2. Отряды Plagiorchiida, Renicolida, Strigeida и Schistosomatida. Паразитология 47(2): 136-177.

Колесникова И.Я. 1994. Паразитические простейшие леща (Abramis brama L.) Рыбинского водохранилища. Паразитология 28(5): 410-415.

Купчинский Б.С. 1987. Лещ водоёмов Байкало-Ангарского бассейна. Иркутск: Издательство ИГУ.

Лавникова А.В., Бирицкая С.А., Бухаева Л.Б. и др. 2023. К вопросу о выносе особей *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) на берег Ангары. Развитие жизни в процессе абиотических изменений на Земле. В: Зайцева Е. П. (Отв. ред.), Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции, посвященной 30-летнему юбилею Байкальского музея СО РАН, 25–29 сентября 2023 г., пос. Листвянка, Иркутская область. Иркутск: Издательство ИГУ. С. 123-125. DOI: 10.24412/cl-34446-2023-4-123-125

Лебедева Д.И., Яковлева Г.А., Зайцев Д.О. и др. 2020. Метацеркарии трематод в глазах рыб из водохранилищ Монголии. Трансформация экосистем 3(1): 79-86. DOI: 10.23859/estr-191017

Миллс Э.Л., Пауликонис Н.К., Пронин Н.М. 1999. Экспансия экзотических видов в североамериканских великих озерах, как урок для предотвращения биологического загрязнения Байкала. Сб. науч. тр. Серия: Охрана окружающей природной среды. Улан-Удэ: ВСГТУ 1: 35-39.

Минеева О.В. 2023. Видовое разнообразие гельминтов пищеварительной системы леща и плотвы Саратовского водохранилища. Известия Самарского научного центра Российской академии наук 25(5): 52-57.

Молчанов А.В., Пронин Н.М. 2013. Зараженность личинками нематоды *Contracaecum osculatum baicalensis* (Ascaridida: Anisakidae) морфоэкологических групп байкальского омуля и белого байкальского хариуса в период миграций в реке Селенга. Вестник Бурятской государственной сельскохозяйственной академии им. В.Р. Филиппова 4(33): 21-24.

Нуржанова Ф.Х., Кармалиев Р.С., Сатыбаев Б.Г. 2024. Паразитологический мониторинг промысловых рыб Битикского водохранилища Западно-Казахстанской области. Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями 25: 290-296.

Понкратов С.Ф. 2013. Инвазии чужеродных видов рыб в бассейн Ангарских водохранилищ. Российский журнал биологических инвазий 6(4): 59-69.

Пронин Н.М. 1982. Об экологических последствиях акклиматизационных работ в бассейне озера Байкал. В: Биологические ресурсы Забайкалья и их охрана. Улан-Удэ: Бурятский филиал СО АН СССР, С. 3-18.

Пронин Н.М., Пронина С.В., Руднева Н.А. 1999. Рыбы и ихтиопатологическая ситуация в нижнем течении реки Ангара. Биоразнообразие Байкальской Сибири. Новосибирск.

Пронин Н.М., Санжиева С.Д. 2001. Цестоды (Plathelminthes: Cestoda). В: Тимошкин О.А. и др. (Ред.), Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна. Новосибирск: Наука.

Ривьер И.К. 1980. Структура популяций *Cyclops kolensis* и влияние на нее некоторых абиотических факторов в природе и эксперименте. Труды ИБВВ АН СССР 44(47): 121-124.

Русинек О.Т. 2007. Паразиты рыб озера Байкал (фауна, сообщества, зоогеография, история формирования). Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Степанова М.А., Микряков Д.В. 2012. Исследование состояния леща *Abramis brama* водохранилищ Средневолжского бассейна по асимметрии зараженности *Dactylogyrus* sp. Рыбоводство и рыбное хозяйство 3: 49-52.

Судариков В.Е., Рыжиков К.М. 1951. К биологии *Contracaecum osculatum baicalensis* – нематоды байкальской нерпы. Труды ГЕЛАН 55: 59-66.

Шабунов А.А., Радченко Н.М. 2012. Паразиты рыб, земноводных и чайковых птиц в экосистемах крупных водоемов Вологодской области: монография. Вологда: ВоГТУ.

Элтон Ч. 1960. Экология нашествий животных и растений. Москва: Иностранная литература.

Яковлева Г.А., Лебедева Д.И., Иешко Е.П. 2015. Трематоды водно-болотных птиц Карелии (по материалам 319-й союзной гельминтологической экспедиции 1958-1962 годов. Труды Карельского научного центра РАН 2: 95-110. DOI: 10.17076/eco119i

Barčák D., Oros M., Hanzelová V. et al. 2017. A synoptic review of *Caryophyllaeus* Gmelin, 1790 (Cestoda: Caryophyllidea), parasites of cyprinid fishes. Folia Parasitologica 64: 027. DOI: 10.14411/fp.2017.027

Bartholomew J.L., Atkinson S.D., Hallett S.L. et al. 2008. Myxozoan parasitism in waterfowl. International Journal for Parasitology 38(10): 1199-1207. DOI: 10.1016/j.ijpara.2008.01.008

Bauer O.N. 1991. Spread of parasites and diseases of aquatic organisms by acclimatization: a short review. Journal of Fish Biology 5(39): 679-686. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1991.tb04398.x

Buchmann K., Mellergaard S., Koie M. 1987. Pseudodactylogyrus infections in eel: a review. Diseases of Aquatic Organisms 3: 51-57.

Calhoun D.M., McDevitt-Galles T., Johnson P.T.J. 2018. Parasites of invasive freshwater fishes and the factors affecting their richness. Freshwater Science 37(1): 1-13. DOI: 10.1086/696566

Capasso S., Gutiérrez J.S. 2023. *Diplostomum spathaceum*. Trends in Parasitology 39(11): 969-970. DOI: 10.1016/j.pt.2023.06.002

Cech G., Molnár K., Székely C. 2012. Molecular genetic studies on morphologically indistinguishable *Myxobolus* spp. infecting cyprinid fishes, with the description of three new species, *M. alvarezae* sp. nov., *M. sitjae* sp. nov. and *M. eirasianus* sp. nov. Acta Parasitologica 57(4): 354-366. DOI: 10.2478/s11686-012-0045-2

Chen W., Zhang D., Whipps C.M. et al. 2021. Description of *Myxidium pseudocuneiforme* n. sp. (Myxosporea: Myxidiidae) from *Cyprinus carpio* in China, with the resolution on a taxonomic dilemma of *Myxidium cuneiforme*. Journal of Eukaryotic Microbiology 68(5): e12859. DOI: 10.1111/jeu.12859

Colunga-Ramírez G., Suhaimi N.S., Cech G. et al. 2024. Morphological and molecular characterisation of two closely related species: *Myxobolus tihanyensis* n. sp. and *Myxobolus sandrae* Reuss, 1906. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 23: 100909. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2024.100909

Denikina N.N., Kulakova N.V., Bukin Y.S. et al. 2023. The first detection of DNA of *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) in sunbleak *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843). Limnology and Freshwater Biology 1: 1-10. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-1-1

Dobson A., Foufopoulos J. 2001. Emerging infectious pathogens of wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences 356: 1001-1012. DOI: 10.1098/rstb.2001.0900

Doria CRdC, Agudelo E., Akama A. et al. 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon: ANNF Database and Review. Frontiers in Ecology and Evolution 9: 646702. DOI: 10.3389/fevo.2021.646702

Dzika E. 2002. The parasites of bream *Abramis brama* (L.) from Lake Kortowskie. Archives of Polish Fisheries 10 (1): 85-96.

Eiras J.C., Saraiva A., Cruz C.F. et al. 2011. Synopsis of the species of *Myxidium* Bütschli, 1882 (Myxozoa: Myxosporea: Bivalvulida). Systematic Parasitology 80: 81-116. DOI: 10.1007/s11230-011-9315-x

Faltýnková A., Karvonen A., Jyrkkä M. et al. 2009. Being successful in the world of narrow opportunities: transmission patterns of the trematode *Ichthyocotylurus pileatus*. Parasitology 136(11): 1375-1382. DOI: 10.1017/S0031182009990862

Fariya N., Kaur H., Abidi R. 2020. *Myxidium tictoi* n. sp., a myxozoan parasite infecting kidney of fresh water barb *Puntius ticto* (Hamilton, 1822) from river Gomti, Lucknow (U.P). Journal of Parasitic Diseases 44(1): 126-130. DOI: 10.1007/s12639-019-01171-x

Friedrich C., Ingolic E., Freitag B. et al. 2000. A myxozoan-like parasite causing xenomas in the brain of the mole, *Talpa europaea* L., 1758 (Vertebrata, Mammalia). Parasitology 121(5): 483-492. DOI: 10.1017/s0031182099006769

Frolova T.V., Izvekov E.I., Solovyev M.M. et al. 2019. Activity of proteolytic enzymes in the intestine of bream *Abramis brama* infected with cestodes *Caryophyllaeus laticeps* (Cestoda, Caryophyllidea). Comparative Biochemistry & Physiology Part B. Biochemistry and Molecular Biology 235: 38-45. DOI: 10.1016/j.cbpb.2019.05.009

Hoogendoorn C., Smit N.J., Kudlai O. 2020. Resolution of the identity of three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae) parasitizing freshwater fishes in South Africa, combining molecular and morphological evidence. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 11: 50-61. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2019.12.003

Izrailskaia A.V., Besprozvannykh V.V., Shchelkanov M.Y. 2024. *Diplostomum* cf. *vanelli* Yamaguti, 1935 (Trematoda: Diplostomidae Poirier, 1886): morpho-molecular data and life cycle. Diversity 16(5): 286. DOI: 10.3390/d16050286

Jirsa F., Konecny R., Frank C. 2008. The occurrence of *Caryophyllaeus laticeps* in the nase *Chondrostoma nasus* from Austrian rivers: possible anthropogenic factors. Journal of Helminthology 82(1): 53-58. DOI: 10.1017/S0022149X07873548

Johnsen B.O., Jensen A.J. 1988. Introduction and establishment of *Gyrodactylus salaries* Malmberg, 1957 on Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry and parr in River Vesna, Norway. Journal of Fish Diseases 11: 35-45. DOI: 10.1111/j.1365-2761.1988.tb00521.x

Karvonen A., Savolainen M., Seppälä O. et al. 2006. Dynamics of *Diplostomum spathaceum* infection in snail hosts at a fish farm. Parasitology Research 99(4): 341-345. DOI: 10.1007/s00436-006-0137-8

Kelly D.W., Paterson R.A., Townsend C.R. et al. 2009. Has the introduction of brown trout altered disease patterns in native New Zealand fish? Freshwater Biology 54: 1805-1818. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02228.x

Kudlai O., Oros M., Kostadinova A. et al. 2017. Exploring the diversity of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae) in fishes from the River Danube using mitochondrial DNA barcodes. Parasites and Vectors 10: 592. DOI: 10.1186/s13071-017-2518-5

Lafferty K.D., Kuris A.M. 1999. How environmental stress affects the impact of parasites. Limnology and Oceanography 44: 925-931.

Lee Y.I., Seo M., Chai J.Y. 2020. Intestinal flukes recovered from a Herring Gull, *Larus argentatus*, in the Republic of Korea. Korean Journal of Parasitology 58(1): 81-86. DOI: 10.3347/kjp.2020.58.1.81

Liu H., Stiling P. 2006. Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. Biological Invasions 8: 1535-1545. DOI: 10.1007/s10530-005-5845-y

Liu Y., Lövy A., Gu Z. et al. 2019. Phylogeny of Myxobolidae (Myxozoa) and the evolution of myxospore appendages in the *Myxobolus* clade. International Journal for Parasitology 49(7): 523-530. DOI: 10.1016/j.ijpara.2019.02.009

Lom J., Dyková I. 2006. Myxozoan genera: definition and notes on taxonomy, life-cycle terminology and pathogenic species. Folia Parasitologica 53: 1-36.

Lymbery A.J., Lymbery S.J., Beatty S.J. 2020. Fish out of water: aquatic parasites in a drying world. International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife 12: 300-307. DOI: 10.1016/j.ijppaw.2020.05.003

Mathews P.D., Mertins O., Flores-Gonzales A.P.P. et al. 2022. Host–parasite interaction and phylogenetic of a new cnidarian Myxosporean (Endocnidozoa: Myxobolidae) infecting a valuative commercialized ornamental fish from Pantanal Wetland Biome, Brazil. Pathogens 11: 1119. DOI: 10.3390/pathogens11101119

Morley N.J. 2007. Anthropogenic Effects of Reservoir Construction on the Parasite Fauna of Aquatic Wildlife. EcoHealth 4: 374-383. DOI: 10.1007/s10393-007-0130-4

Okamura B., Hartigan A., Naldoni J. 2018. Extensive uncharted biodiversity: the parasite dimension. Integrative and Comparative Biology 58(6): 1132-1145. DOI: 10.1093/icb/icy039

Ortega-Mayagoitia E., Armengol X., Rojo C. 2000. Structure and dynamics of zooplankton in a semi-arid wetland, the National Park Las Tablas de Daimiel (Spain). Wetlands 20: 629-638. DOI: 10.1672/0277-5212(2000)020[0629:SADOZI]2.0.CO;2

Pérez-del-Olmo A., Georgieva S., Pula H.J. et al. 2014. Molecular and morphological evidence for three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae), parasites of fishes and fish-eating birds in Spain. Parasites and Vectors 7: 502. DOI: 10.1186/s13071-014-0502-x

Poulin R., Mouillot D. 2003. Host introductions and the geography of parasite taxonomic diversity. Journal of Biogeography 30: 837-845. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2003.00868.x

Przybylski M., Grabowska J., Zięba G. 2021. Trends in research on invasive fishes. Journal of Vertebrate Biology 70(4): E2101. DOI: 10.25225/jvb.E2101

Roche D.G., Leung B., Franco E.F. et al. 2010. Higher parasite richness, abundance and impact in native versus introduced cichlid fishes. International Journal for Parasitology 40(13): 1525-1530. DOI: 10.1016/j.ijpara.2010.05.007

Rückert S., Klimpel S., Palm H.W. 2007. Parasite fauna of bream *Abramis brama* and roach *Rutilus rutilus* from a man-made waterway and a freshwater habitat in northern Germany. Diseases of Aquatic Organisms 74(3): 225-233. DOI: 10.3354/dao074225Rusinek O., Kulikowski M., Najda K. et al. 2015. *Contracaecum* spp. from endemic Baikal fishes: the Baikal yellowfin *Cottocomephorus grewingkii* (Dybowski, 1874) and the longfin Baikal sculpin *Cottocomephorus inermis* (Yakovlev, 1890). International Journal of Oceanography and Hydrobiology 44(1): 68-73. DOI: 10.1515/ohs-2015-0007

Rusinek O., Kulikowski M., Najda K. et al. 2015. *Contracaecum* spp. from endemic Baikal fishes: the Baikal yellowfin *Cottocomephorus grewingkii* (Dybowski, 1874) and the longfin Baikal sculpin *Cottocomephorus inermis* (Yakovlev, 1890). International Journal of Oceanography and Hydrobiology 44(1): 68-73. DOI: 10.1515/ohs-2015-0007

Selbach C., Soldanova M., Georgieva S. et al. 2015. Integrative taxonomic approach to the cryptic diversity of

Diplostomum spp. in lymnaeid snails from Europe with a focus on the '*Diplostomum mergi*' species complex. Parasite Vectors 8: 300. DOI: 10.1186/s13071-015-0904-4

Tierney P.A., Caffrey J.M., Vogel S. et al. 2020. Invasive freshwater fish (*Leuciscus leuciscus*) acts as a sink for a parasite of native brown trout *Salmo trutta*. Biological Invasions 22: 2235-2250. DOI: 10.1007/s10530-020-02253-1

Zhu R., Chen K., Cai X. et al. 2022. The first wild record of invasive redhead cichlid, *Vieja melanura* (Günther, 1862), in Hainan Island, China. BioInvasions Records 11(1): 244-249. DOI: 10.3391/bir.2022.11.1.25

Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Aleksandrov S.V.*

[1] Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovskiy prospekt, Moscow, 117997, Russia
[2] Immanuel Kant Baltic Federal University, 14 Aleksandra Nevskogo St., Kaliningrad, 236041, Russia

ABSTRACT. The Curonian Lagoon is the largest lagoon in Europe with freshwater conditions. For a long period, a large amount of nutrients was supplied with the flow of the Neman River, which led to significant eutrophication of the lagoon. The consequence of this was a summer peak increase in phosphorus phosphates, associated with the intensive development of cyanobacteria and water "hyperblooming". Comparison of data obtained in the southern part of the lagoon in 2019-2024 with an earlier period of water "blooming" (2007-2016) showed a 2-3-fold decrease in summer concentrations of phosphate phosphorus and a change in the N:P ratio (from <16 to ~30-50). As a result, the intensive development of cyanobacteria (water "hyperblooming") ceased. During the period of water "hyperblooming" (2007-2016), chlorophyll *a* concentrations during the growing season and in summer exceeded 100 μg/l and characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. In the modern period (2019-2024), chlorophyll *a* concentrations have decreased by 3-4 times (~40 μg/l). The decrease in chlorophyll and phosphorus concentrations in recent years can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon.

Keywords: chlorophyll, nutrients, lagoon, algal bloom, trophic status, de-eutrophication

For citation: Aleksandrov S.V. Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 391-408. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-391

1. Introduction

The Curonian Lagoon is a shallow water body separated from the Baltic Sea by a sand bar (Curonian Spit), which, according to geomorphological features, can be classified as a "closed" type lagoon. The water body is connected to the sea by a narrow strait in the northern part, and in the eastern part the Neman River, one of the largest in the Baltic Sea basin, flows into it. The river runoff is 3.5 times greater than the volume of incoming seawater and the volume of the entire lagoon, therefore freshwater conditions unique for coastal water bodies are formed almost throughout the entire water area (Ferrarin et al., 2008). In terms of area and water volume, the Curonian Lagoon is the largest lagoon in Europe, which is classified as a transboundary water body (75% of the water area belongs to the Russian Federation and the northern part to Lithuania). The catchment area is located in densely populated regions, mainly Belarus and Lithuania, with developed agriculture and industry. For a long period, large amount of nutrients have been entering the lagoon annually (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022). Significant part of which is retained in lagoon due to geomorphological conditions, which has led to strong eutrophication of waters. This lagoon ecosystem is characterized by the formation of highly productive freshwater communities of planktonic and benthic organisms, typical of eutrophic waters (Dmitrieva and Semenova, 2011). The Curonian Lagoon is one of the most important fishery water bodies in the Baltic States and has of recreational significance (Curonian Spit National Park). At the same time, as a consequence of water eutrophication, over the past decades, a intensive development of cyanobacteria (water "hyperblooming") has been observed in summer (July-September) (Olenina, 1998; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). The most adverse effects of this phenomenon are observed in the coastal zone, where chemical conditions may exceed the MPC and fish mortality may occur (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023).

*Corresponding author.
E-mail address: hydrobio@mail.ru (S.V. Aleksandrov)

Received: July 22, 2025; ***Accepted:*** August 10, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Intensive development of diatoms in spring and cyanobacteria in summer result in very high abundance (chlorophyll *a*) and primary production phytoplankton for aquatic ecosystems, according to which the Curonian Lagoon corresponded to the hypertrophic status (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Hydrochemical conditions underlie the formation of high bioproductivity of the lagoon. Nitrogen and phosphorus concentrations have been regularly studied in the Russian part of the lagoon since the 1990s as part of monitoring observations of the fish habitat, but published works on the hydrochemical parameters of the Curonian Lagoon are few. In most studies, the nutrients in water is given as background characteristics when describing primary production and algal blooms (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Bartoli et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Published data on hydrochemical conditions in recent years (2018-2022) are presented without relation to phytoplankton (Stashko and Aleksandrov, 2023). Assessments of the trophic status of the Curonian Lagoon cover the period up to 2015 (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Taking into account the dynamic changes in the nutrient load and hydrochemical conditions (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), they do not reflect the current ecological situation.

The high level of water eutrophication and plankton productivity significantly affects the intensity of energy flows and the carbon cycle in the Curonian Lagoon. As a result, this lagoon was selected as one of the objects for the development of a regional module for climate and environmental monitoring of the Baltic Sea within the framework of the consortium "OCEAN: MONITORING AND ADAPTATION". Concentrations of chlorophyll and nutrients in water are the most important parameters for assessing the eutrophication of aquatic ecosystems and are used as key monitoring indicators in the comprehensive assessment of the Baltic Sea (Bashirova et al., 2023; HELCOM, 2013).

The aim of the work was to analyze the current state and long-term changes in hydrochemical conditions (nitrogen and phosphorus concentrations) affecting phytoplankton, and chlorophyll *a* as an indicator of algae abundance and water "blooming".

2. Materials and Methods

2.1. Description of the study area

The Curonian Lagoon is a large (water area 1,584 km^2, water volume 6.2 km^3) and shallow lagoon (maximum depth 5.8 m, average ~3.8 m) in the southeastern part of the Baltic Sea. The lagoon is separated from the sea by a narrow sand bar (Curonian Spit) 97 km long, a narrow strait is located in the northern part. The drainage area (100,485 km^2) is formed mainly by the Neman River basin (98% of the area), the runoff (19.7 km^3) of which enters the northern part of the lagoon. The southern part receives the runoff of the Deima River (1.1 km^3). The continental runoff (21.8 km^3/year) is many times greater than the inflow from the sea (6.1 km^3/year) (Jakimavičius and Kovalenkovienė, 2010). In most of the water area the water is fresh (~0.2‰) and only at the sea strait the salinity is 2-3‰, therefore the lagoon can be classified as a freshwater water body. The Curonian Lagoon can be formally divided into 2 parts. The northern smaller part is under the influence of the Neman River runoff and seawater inflow, the water exchange is ~70 days. In the southern, larger part of the lagoon (~75%) the river influence is weak, wind currents prevail, the water exchange exceeds 120 days and limnic conditions are observed (Ferrarin et al., 2008).

2.2. Sampling and analyses

The studies were carried out in 2024 in the open waters of the Curonian Lagoon at 7 stations located in the southern part and on the border with the northern part (Fig. 1, Table 1). A number of stations (V_1k, V_2k, V_3k) are key for the development of a regional module for climate and environmental monitoring of the Baltic Sea (Bashirova et al., 2023). The samples covered the transitional winter-spring (March 20), spring (April 8, May 5), summer (June 6, July 17, August 21) and autumn (October 2, November 8) hydrological periods. At each station, the temperature and salinity of the water were determined with a Sontek CastAway-CTD hydrophysical probe, samples for hydrochemical parameters and chlorophyll were collected with a Niskin bathometer (5 l volume) in the surface and bottom horizons.

Water samples for nutrients were pre-filtered through filters with a pore diameter of 2-3 μm to obtain forms of nitrogen and phosphorus dissolved in water. The concentrations of ammonium nitrogen (N-NH_4), nitrite nitrogen (N-NO_2), nitrate nitrogen (N-NO_3), total dis-



Fig.1. Map of sampling stations in the Curonian Lagoon.

Table 1. Sampling stations in the Curonian Lagoon in 2024.

Station	Latitude	Longitude	Station	Latitude	Longitude
1 (V_1k)	54°57.73′	20°33.33′	7 (V_3k)	55°04.20′	21°03.00′
3 (V_2k)	54°57.64′	20°59.60′	8	55°04.20′	21°08.70′
5	55°04.20′	20°48.00′	11	55°10.20′	21°08.70′
6	55°04.20′	20°55.20′			

solved nitrogen (TDN), phosphate phosphorus ($P\text{-}PO_4$) and total dissolved phosphorus (TDP) were determined using standard methods using a KFK-3 spectrophotometer (ICES, 2004; Guidelines, 2003). Inorganic nitrogen (DIN) was obtained as the sum of ammonium, nitrite and nitrate nitrogen. Dissolved organic nitrogen (DON) and phosphorus (DOP) were calculated as the difference between total nitrogen and phosphorus and their mineral forms. Water samples for chlorophyll were filtered through MFAS-MA-6 filters (pore diameter 0.3 μm) and optical densities were determined on an SF-56 spectrophotometer based on the methodology (SCOR-UNESCO, 1966) and equations (Jeffrey and Humphrey, 1975). The level of water eutrophication was assessed according to trophic classifications, which distinguish 4 trophic states based on the concentration of chlorophyll, nitrogen and phosphorus: from oligotrophic to hypertrophic (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

3. Results

3.1. Hydrological conditions

The climate in the Curonian Lagoon area is transitional from marine to temperate continental. The temperature regime of the lagoon mainly depends on the air temperature due to its shallow depths. According to the Kaliningrad Center for Hydrometeorology and Environmental Monitoring (KCHM) in the Curonian Lagoon ice conditions were observed only in January 2024. Flood was observed from February to the end of March - April, low-water flow was from May. The air temperature in some months was higher than the average long-term level by 1-4 °C throughout the year until December (Hydrometeorological situation…, 2024). The water temperature in the lagoon was characterized by warming up of water from 4.1 °C in March to a maximum of 23.3 °C in July and autumn cooling to 8 °C in November in 2024 (Table 2). In the summer, there was an intensive warming of the lagoon waters (21.6 °C on June 6 - 22.3 °C on August 21), simultaneously with an excess of the average long-term level air warming by 1.0-2.0 °C in this period.

The studied lagoon area had freshwater conditions (~0.2 psu). A slight increase (by 0.1-0.2 psu) was noted only to the north (station No. 11) in October and November, when the low-water flow in the rivers remained below the annual average (Hydrometeorological situation…, 2024), and small inflows of sea water into the lagoon could be observed with westerly winds (Table 2).

3.2. Nutrient concentrations in water

The seasonal dynamics of *nitrate nitrogen* in 2024 was characterized by a maximum in March (840 μg N/l) in the open waters of the lagoon due to winter accumulation and influx during the flood period mainly with the runoff of the Neman River (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). In the spring, there was a gradual decrease, caused by the intensive growth of phytoplankton, to minimum concentrations (4-13 μg N/l), which were observed throughout the summer period (Table 2). Such dynamics reflected the long-term trends for the Curonian Lagoon (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). The difference was the preservation of low concentrations in October-November, when previously they increased by 1-2 orders of magnitude.

Nitrite nitrogen concentrations in the open water area were low. Higher values were in spring (6-8 μg N/l), and the lowest (< 1 μgN/l) were noted in October with a minimum concentration of ammonium nitrogen (Table 2).

The values of *ammonium nitrogen* are subject to significant seasonal changes and are associated with the intensity of biochemical decomposition of organic matter in the lagoon. Three peaks were observed in 2024: in March-April, August and November (Table 2). The spring peak is associated with the influx of dissolved organic matter during the flood period (Vybernaite-Lubiene et al., 2022) and their subsequent decomposition in the lagoon. In summer, algal bloom is observed, during which the decomposition of cyanobacteria can lead to a multiple increase in ammonium nitrogen over several days (Peng et al., 2017). In November, the end of phytoplankton growth and its subsequent decomposition occurs. Such dynamics reflected the long-term trends for the Curonian Lagoon (Aleksandrov et al., 2018; Stashko and Aleksandrov, 2023).

For *total dissolved nitrogen* (TDN), including mineral and organic forms dissolved in water, the maximum was in March-April (2300-4500 μg N/l), when a large amount of mineral and organic substances enters the lagoon with river runoff during the flood period (Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022). In addition, the spring peak of phytoplankton growth was observed in April and the concentration of *dissolved organic nitrogen* (DON) in water was maximum during this period (3719 μgN/l). In May, TDN and DON decreased and remained at a close level of 900-1400 μg N/l until the end of autumn. An increased of TDN and DON were in August, as a result of the accumulation of organic substances during the summer algal bloom. The pro-

Table 2. Hydrological and hydrochemical indicators and chlorophyll in the Curonian Lagoon in 2024.

Parameter	Month							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	X	XI
Tempe-rature,°C	4.1 4.0-4.2	8.7 8.2-9.5	14.7 12.8-17.1	21.6 21.1-22.5	23.3 22.7-23.9	22.2 21.9-22.7	13.9 13.0-14.3	8.4 8.1-8.7
Salinity, psu	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.2	0.2 0.2-0.4	0.2 0.2-0.3
Transpa-rency, m	0.7 0.6-0.8	0.5 0.3-0.75	0.65 0.5-0.7	0.7 0.6-0.75	0.55 0.5-0.7	0.65 0.45-0.7	0.5 0.4-0.6	0.85 0.7-1.1
$N\text{-}NO_3$, μg N/l	840 572-1196	758 583-1117	412 270-590	4 1-8	13 1-29	4 3-7	2 1-5	15 8-35
$N\text{-}NO_2$, μg N/l	8 5-15	6 5-7	7 5-9	2 1-3	5 1-13	2 1-3	0.3 0.2-0.6	6 2-8
$N\text{-}NH_4$, μg N/l	18 10-41	55 47-63	20 14-27	13 7-31	16 5-30	46 39-64	2 1-5	37 21-68
TDN, μg N/l	2380 1876-2781	4538 2606-5829	1424 959-1771	1136 971-1359	1404 762-2197	2085 1571-2676	870 738-1097	946 829-1088
DON, μg N/l	1513 1245-1612	3719 1794-4982	985 639-1311	1118 959-1341	1366 710-2151	2034 1521-2624	866 735-1091	889 763-1042
$P\text{-}PO_4$, μg P/l	5 3-7	10 8-13	3 1-4	3 2-3	2 1-4	3 3-7	4 2-7	4 3-5
TDP, μg P/l	20 17-22	20 18-23	15 14-17	18 15-23	19 15-24	11 9-15	15 13-22	15 13-19
DOP, μg P/l	15 12-17	10 7-13	13 12-15	15 13-20	17 13-21	7 6-9	11 9-19	12 10-15
Chlorophyll *a*, μg/l	28 24-38	38 26-58	29 17-44	19 10-29	55 29-83	41 24-55	39 25-59	27 18-46

Note. Above the line are average values, below is the range of variability

portion of mineral nitrogen used by phytoplankton decreased from 31% in March to minimum values (< 2%) in July-October, reflecting the seasonal dynamics of phytoplankton growth.

Seasonal dynamics of *phosphate phosphorus* in 2024 had increased values in March-April (5-10 μg P/l) due to winter accumulation and influx with flood waters. Concentrations decreased to minimum values (2-3 μgP /l) in May due to use by phytoplankton, which remained until the end of the vegetation period (until November) (Table 2). The content of total phosphorus, including mineral and organic forms dissolved in water, was at a similar level (mainly 15-20 μg P/l) with higher values in spring and summer. The proportion of mineral phosphorus decreased from 50% in April to 10% in July, when the maximum concentration of chlorophyll *a* (55 μg/l) was observed. Concentrations of dissolved organic phosphorus in water in 2024 in the open water area of the lagoon were quite low (7-17 μg P/l) with a slight increase during the flood period (March) and summer phytoplankton growth (July). In comparison with previous research periods in the 1990-2010s (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vybernaite-Lubiene et al., 2017), there was no sharp summer increase in phosphorus, and the values themselves were many times lower.

3.3. Phytoplankton abundance by chlorophyll a concentration

The beginning of active phytoplankton in the Curonian Lagoon is observed after the ice melts and the clears of the water area, which usually occurs in February-March. The clears of the water area occurred in February 2024 and the water warmed up above the average long-term value in this month (Hydrometeorological situation…, 2024). The transition to the spring hydrological state of waters (~4 °C) was observed in March and phytoplankton was actively growing (chlorophyll *a* 28 μg/l) (Table 2). Seasonal dynamics of chlorophyll *a* as an indicator of phytoplankton abundance was characterized by 2 peaks in the lagoon in 2024: in spring in April (on average 38 μg/l) and in summer in July and August (41-55 μg/l) (Table 2). The spring peak is associated with the mass vegetation of diatoms, which actively grow with sufficient amounts of The spring peak is associated with the spring mass vegetation of diatoms, which actively grow with sufficient concentrations of nitrate nitrogen and phosphate phosphorus due to their winter accumulation and supply during the flood period. In June, the concentrations of these substances decreased to an annual minimum and the lowest values of chlorophyll *a* were observed. The summer peak of chlorophyll is

associated with the mass vegetation of cyanobacteria (water bloom) at the highest warming (> 20 °C) and is usually observed in July-September (Aleksandrov et al., 2018; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Water temperature has a significant impact on the seasonal dynamics of phytoplankton and chlorophyll as an indicator of its abundance. In particular, phytoplankton continued to actively vegetate (chlorophyll *a* 39 μg/l) in October due to increased warming of the waters.

The abundance of phytoplankton affected the transparency of water. It decreased on average to 0.50-0.55 m in spring and summer, when the concentration of chlorophyll *a* was the highest, while at minimum chlorophyll values (June, November) the transparency increased (up to 0.70-0.85 m) (Table 1).

According to long-term data, the Curonian Lagoon was characterized by very high values of chlorophyll *a* (> 100 μg / l), especially during the summer intensive growth of phytoplankton and water "blooming" (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023; Vaičiūtė et al., 2021). The seasonal dynamics of phytoplankton in 2024 corresponded to the established patterns. In contrast to long-term data, the summer peak of chlorophyll *a* slightly exceeded the spring peak in 2024 and summer values were many times lower than previously observed during periods of water "hyperblooming".

3.4. Trophic state of the water body

The concentration of chlorophyll *a* is widely used as a fundamental criterion for the trophic state of water bodies, since it is associated with phytoplankton biomass and the primary production. Additionally, the concentrations of nitrogen and phosphorus in water are assessed as a potential level of biological productivity, and also water transparency. The most developed classifications are for lakes (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982), which can be applied to the Curonian Lagoon, taking into account its geomorphological, hydrological and biological characteristics.

The concentration of chlorophyll *a* from March to November 2024 varied in the range of 19-55 μg/l, averaging 35 μg/l. This corresponds to a borderline state between the eutrophic and hypertrophic levels (25-35 μg/l). In summer (July-August) chlorophyll *a* was 41-55 μg/l, which can be characterized as the absence of hyperblooming (>75-100 μg/l) observed in the water bodies of the hypertrophic state (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

High concentrations of total dissolved nitrogen (3460 μg N/l in spring and 1750 μg N/l in summer) were observed in the Curonian Lagoon in 2024, which corresponds to a potential hypertrophic state (>600 μg N/l and >1200 μg N/l). However, the concentrations of total dissolved phosphorus were low (at the lower limit of eutrophic waters ~20-35 μg P/l) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996). This determined a relatively low level of water productivity (based on chlorophyll *a*).

Water transparency is also a widely used indicator, but its application may be inaccurate due the large influx of suspended inorganic matter. In the Curonian Lagoon, water transparency was 0.50-0.85 m from March to April, which corresponds to a hypertrophic level (<1 m). However, such values were determined not only by the phytoplankton abundance, but also by the high content of suspended matter entering from the bottom during wind mixing of a shallow lagoon (average depth 3.8 m).

4. Discussion

According to long-term studies, the Curonian Lagoon is characterized as a highly productive water body, in which since the mid-1980s the abundance of cyanobacteria has almost annually reached the level of "hyperblooming" of water. Concentrations of chlorophyll *a* according to in situ and satellite observations exceeded 100 μg/l and scums (cyanobacteria surface accumulations) were formed (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Olenina, 1998; Vaičiūtė et al., 2021). The last hyperlooming was described in 2018. There are no published data on the open water area of the Curonian Lagoon for the period after 2018, although observations, including 2024, as well as a study of the coastal zone in 2017-2021 (Dmitrieva et al., 2024) show that the cyanobacteria abundance and water blooms has significantly decreased.

Seasonal dynamics of nutrients in the Curonian Lagoon directly depends on phytoplankton productivity, mineralization of organic matter in water and bottom sediments and influx with river runoff. The data obtained in the southern limnic part (Russian waters) in 2023-2024 and 2019-2022 were averaged (Stashko and Aleksandrov, 2023) to characterize the current state, which were compared with the early period of intense algal blooms (2007-2016) (Aleksandrov et al., 2018).

The intraannual change in the concentration of nitrate nitrogen in both periods (2007-2016 and 2019-2024) reflected long-term trends for the Curonian Lagoon and, in general, for water bodies with a strong river influence located in the temperate zone. The highest values were in March-April due to winter accumulation and influx during the flood with the Neman River runoff (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). The nitrate nitrogen concentrations decreased to minimum in summer due to intensive consumption by phytoplankton and denitrification. According to long-term data during this period (June-September) algal bloom is observed in the lagoon (Aleksandrov, 2010; Vaičiūtė et al., 2021). A significant difference in the modern period (2019-2024) was the conservation of low concentrations of nitrate nitrogen in the late autumn period (October-November). Previously, they increased by 1-2 orders of magnitude during the period of autumn water cooling and the decrease of phytoplankton growth (Fig. 2a). This is due to the continuation of active phytoplankton vegetation in October-November 2019-2024, which is facilitated by a long-term increase in water warming in autumn (Jakimavičius et al., 2023). In particular, in these months of 2024, the air temperature was 1-1.5 °C higher than the long-term average (Hydrometeorological situation…, 2024). A shift in the

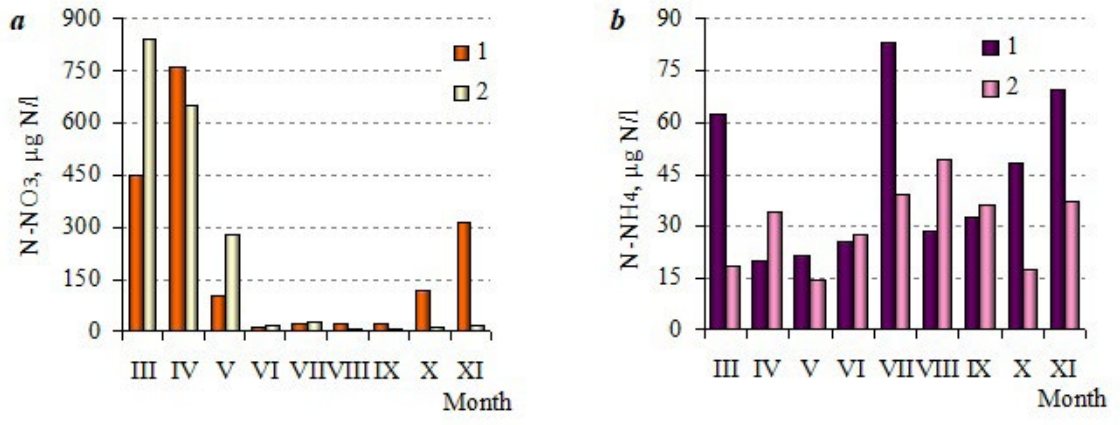


Fig.2. Concentrations of nitrate (a) and ammonium (b) nitrogen in the Curonian Lagoon in 2007-2016 (1) and 2019-2024 (2).

maximum concentration of nitrate nitrogen from April to March was also noted, as a result of the early onset of flooding and the removal of nitrogen with river runoff. As an example, in February-March 2024, the water temperature was 2-4 °C higher than the long-term average and intense flood was observed. Despite these changes in seasonal dynamics, nitrate nitrogen concentrations in 2007–2013 and 2019–2024 were similar, amounting to 120–140 µg N/l on average for April–October and 25 µg N/l in summer (July–September).

The seasonal dynamics of ammonium nitrogen is quite stable, with 3 peaks (early spring, summer and late autumn) associated with the mineralization of organic matter, mainly formed by phytoplankton (Fig. 2b). These peaks decreased in 2019-2024, which is associated with the early start and late end of the growing season, as well as reduce algal bloom in summer. As a result, the concentration of ammonium nitrogen decreased, especially in summer (July-September) ~ 20%.

Seasonal dynamics of phosphate phosphorus have changed fundamentally in recent years, unlike mineral nitrogen. According to published long-term data (since the 1990s), the concentration of phosphate phosphorus in the water of the Curonian Lagoon increased many times to a maximum in summer (July-August) after decreasing to minimum values in spring. In particular, this was observed in 2007-2016 (Fig. 3a). The observed phenomenon occurred despite the most intensive consumption of phosphates in summer due to algal bloom and a reduction in their inflow with river runoff (Vybernaite-Lubiene et al., 2022). An important condition for this phenomenon was a significant influx of phosphorus from bottom sediments, which in the southern part are represented mainly by silts, where phosphorus accumulated during a long-term period of eutrophication of the lagoon (Emelyanov et al., 2015; Petkuviene et al., 2016; Bartoli et al., 2018). Due to the increase in phosphate phosphorus in the water while maintaining minimal concentrations of mineral nitrogen, the molar ratio of their mineral forms was lower than the Redfield stoichiometric ratio for phytoplankton (N:P < 16) in June-August (Fig. 3a). When algae are limited by nitrogen, cyanobacteria gain an advantage, being able to intensive growth due to nitrogen fixation in conditions of phosphorus supply. The water temperature reaches 20–22°C in June–August, which is optimal for the growth and nitrogen fixation of cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-aquae* and others), which form "water blooming" in the Curonian Lagoon (Waughman, 1977; Whitton, 1973; Aleksandrov et al., 2018). Under these conditions, the maximum abundance of cyanobacteria (water hyperbloom) was observed from June-July almost every year until 2018

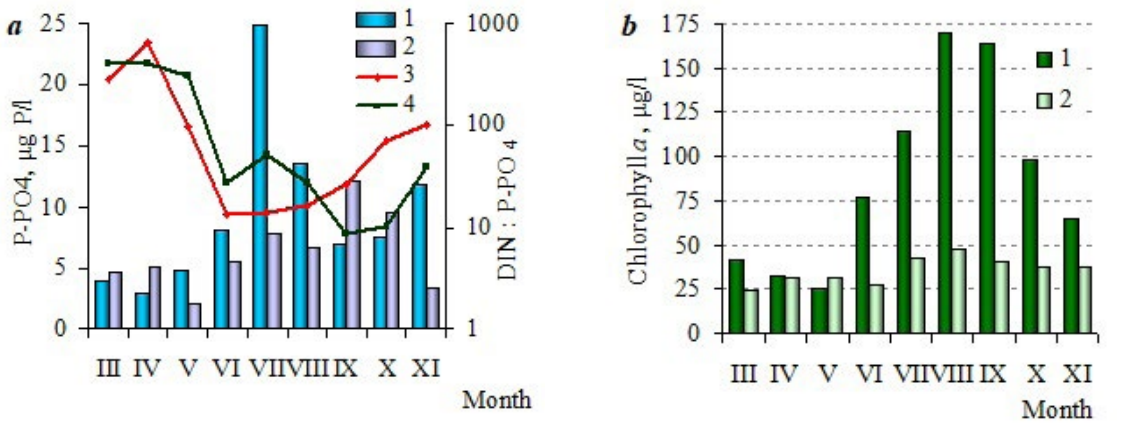


Fig.3. Phosphate phosphorus concentrations (columns) and stoichiometric ratio (curves) (a) and chlorophyll *a* (b) in the Curonian Lagoon in 2007-2016 (1, 3) and 2019-2024 (2, 4).

(Vaičiūtė et al., 2021). In particular, in the southern part of the lagoon, these processes were observed in 2007-2016, when in some years the concentration of phosphate phosphorus in July increased many times (up to 143 μg P/l in 2015, an average of 25 μg P/l) and hyperblooming was formed with a multiple increase of chlorophyll *a* (up to 336 μg/l in 2012, an average of 115 μg/l) (Fig. 3). In the following months, even with a decrease in the concentration of phosphorus, the intensity of the water blooming was maintained due to its regeneration in the plankton community. The average chlorophyll *a* concentration for the entire southern part of the lagoon reached 476 μg/l in August 2011 and 526 μg/l in September 2016 (average 171 and 164 μg/l in August and September for he period 2007-2016). This could lead to the accumulation of cyanobacteria in the coastal zone and a sharp deterioration in environmental conditions (exceeding the MPC for ammonia, anaerobic conditions, fish kill) (Aleksandrov and Smirnova, 2023).

In the modern period (2019-2024), summer concentrations of phosphate phosphorus have decreased significantly. In particular, they had minimum values (2-3 μgP/l) in 2024. Average concentrations in July and August were 3 and 2 times lower than previously observed. While maintaining mineral nitrogen concentrations, this led to an increase in the stoichiometric N:P ratio to 30-50 (in moles) (Fig. 3a). As a result, nitrogen-fixing cyanobacteria lost their competitive advantage over other phytoplankton groups and the basis (phosphorus) for mass growth. This resulted in a sharp decrease in chlorophyll in summer. Concentrations of chlorophyll *a* did not exceed 50-70 μg/l in July-September on average for the southern part of the lagoon, which can be characterized as the cessation of cyanobacteria hyperbloom.

In September-October the phosphorus concentration increased and the stoichiometric ratio decreased to the nitrogen limitation (N:P = 9-10), which distinguishes the seasonal dynamics of nutrients from the early period (2007-2016) (Fig. 3a). However, this did not lead to the formation of hyperbloom, since the water temperature (< 18 ˚C) was below the optimum for mass growth and nitrogen fixation of cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-aquae* and others). In addition, phosphorus concentrations were 2 times lower than those observed in the summer of 2007-2016.

During the period of intense water blooming, the concentration of chlorophyll *a* during the vegetation period (April-October) and in the summer (July-September) were 102 and 150 μg/l on average for 2007-2016, which characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. The primary production of phytoplankton (415-668 g C m^{-2} $year^{-1}$) was also characterized by the maximum hypertrophic level during this period (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Phytoplankton abundance and productivity corresponded to the maximum values for aquatic ecosystems, classifying the Curonian Lagoon as one of the most highly eutrophic water bodies in Europe. In the modern period (2019-2024), chlorophyll *a* concentrations have sharply decreased (39 and 44 μg/l averaged for April-October and July-September) to the borderline state between the eutrophic and hypertrophic levels. An important fact is the fairly stable low summer level of phytoplankton (chlorophyll) abundance in 2019-2024. Previously, in individual summer months and on average over the summer, chlorophyll concentration could change by 5-10 times in different years (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vaičiūtė et al., 2021).

The reason for such significant differences in phosphorus concentration and stoichiometric N:P ratio, leading to the cessation of hyperbloom in the Curonian Lagoon, may be a decrease in external nutrient load. The Neman River (95% of the runoff and 98% of the catchment area) supplied 58.3 thousand t N/year (including $N\text{-}NO_3$ 31.7 thousand t N/year) and 5.4 thousand t P/year (including $P\text{-}PO_4$ 4.1 thousand t P/year) in 1980-1993 (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). The high external nutrient load and accumulation of nutrients in the lagoon led to strong eutrophication, which resulted in water hyperbloom (Olenina, 1998). In the subsequent period due to a sharp decrease in economic activity in the catchment area in the 1990s, and later to improved treatment systems, the phosphorus input decreased many times to 2.6 and 1.5 thousand t P/year in 1997-2008 and 2012-2016. At the same time, the nitrogen input decreased by only 25% to 44.2 thousand t N/year (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018). A decrease in the external nutrient load for phosphorus led to a long-term decrease in its accumulation in silts and, as a consequence, to a decrease in its input into water in summer. This process requires further research. Multiple decrease in the external nutrient load is not capable of having a rapid impact on the level of water eutrophication (Voss et al., 2011). Probably, this process in the Curonian Lagoon has reached a turning point in recent years, which has led to a significant change in hydrochemical conditions in the summer (2-3-fold decrease in phosphorus concentration, N:P > 16). As a result, the mass growth of cyanobacteria (water hyperbloom) has ceased, which reflects a decrease in average values of chlorophyll *a* by 3 times, and maximum values by an order of magnitude. The changes observed in recent years can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon.

5. Conclusions

The Curonian Lagoon of the Baltic Sea is the largest lagoon in Europe, where unique freshwater conditions for coastal water bodies are formed. Large volumes of nutrients supplied to the lagoon for a long period, primarily with the runoff of the Neman River, which led to strong eutrophication of the waters. One of the consequences of the accumulation of nutrients was the summer peak increase in phosphate phosphorus. As a result, the nitrogen and phosphorus ratio was below the stoichiometric ratio for phytoplankton (N:P < 16), which, along with significant warming of the waters (up to 20–22°C), contributed to the mass growth of nitrogen-fixing cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-*

aquae and others). Since the mid-1980s, phytoplankton abundance has almost annually reached the level of "hyperblooming" of water (chlorophyll *a* > 100 μg / l), the last of which was noted in 2018. In the modern period, the intensity of cyanobacteria growth and water "blooming" have significantly decreased. Comparison of data obtained in the southern limnic part of the lagoon (Russian waters) in 2019-2024 with an earlier period of "hyperblooming" of waters (2007-2016) showed a decrease in summer concentrations of phosphate phosphorus by 2-3 times, while the values of mineral nitrogen remained at the same level (N:P ratio ~ 30-50). As a result, nitrogen-fixing cyanobacteria have lost their competitive advantage over other phytoplankton groups, and the basis (phosphorus) for mass growth. A sharp decrease in chlorophyll *a* in summer (<50-70 μg/l) is a consequence of this change, which characterizes the cessation of water blooming.

During the period of water hyperblooming in 2007-2016, the average concentrations of chlorophyll *a* for the growing season (April-October) and in summer (July-September) were 100 and 150 μg/l, which corresponded to the maximum values in aquatic ecosystems and characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. In the modern period (2019-2024), they have decreased by 3-4 times (~40 μg/l) to the borderline between the eutrophic and hypertrophic state. An important fact is the fairly stable low summer level of phytoplankton abundance, whereas earlier in individual summer months and on average over the summer in different years, the concentrations of chlorophyll could change by an order of magnitude, reaching a maximum during hyperblooming of cyanobacteria.

The basis of such significant changes is a multiple decrease in the external nutrient load of phosphorus in the 1990-2010s and the subsequent decrease in the internal nutrient load, which led to a significant change in hydrochemical conditions in summer (2-3-fold decrease in phosphorus concentration, N:P>16). As a result, the mass growth of cyanobacteria (water hyperbloom) ceased. The sharp decrease in phosphorus and chlorophyll concentrations, which largely determine the biological productivity of waters, can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon in recent years. Such changes can have a significant environmental effect (decrease harmful algae blooms) and affect the transformation of carbon and energy flows in the ecosystem, which requires continued research within the framework of climate and environmental monitoring.

Acknowledgements

The results of the chlorophyll studies were obtained within the state assignment of Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for Immanuel Kant Baltic Federal University under the program of the consortium "OCEAN: MONITORING AND ADAPTATION". The results of the studies of hydrochemical conditions were obtained within the state assignment of Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for I0 RAS (theme No. FMWE-2024-0025). The author thanks M.O. Ulyanova, A.O. Korneeva, D.A. Naidanov, V.V. Larina for their assistance in carrying out expeditionary work and hydrochemical analyses.

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

Aleksandrov S.V. 2010. Biological production and eutrophication of Baltic Sea estuarine ecosystems: The Curonian and Vistula Lagoons. Marine Pollution Bulletin 61(4-6): 205-210. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.02.015

Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G.(Eds.), The Handbook of Environmental Chemistry. Berlin, pp. 1-26. DOI: 10.1007/698_2023_1042

Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. Baltica 31(1): 1-12. DOI: 10.5200/baltica.2018.31.01

Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. Inland Water Biology 16(6): 1043–1051. DOI: 10.1134/S1995082923060032

Bashirova L., Sivkov V., Ulyanova M. et al. 2023. Climate and environmental monitoring of the Baltic Sea: general principles and approaches. RT&A. Special Issue 5 (18): 164-171. DOI: 10.24412/1932-2321-2023-575-164-171

Bartoli M., Zilius M., Bresciani M. et al. 2018. Drivers of Cyanobacterial Blooms in a Hypertrophic Lagoon. Frontiers in Marine Science 5: 434. DOI: 10.3389/fmars.2018.00434

Cetkauskaite A., Zarkov D., Stoskus L. 2000. Water-quality control monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999. Ambio 30(4): 297-305. DOI: 10.1579/0044-7447-30.4.297

Dmitrieva O.A., Semenova A.S. 2011. Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton and their interactions in the hypereutrophic reservoir. Inland Water Biology 4(3): 308-315. DOI: 10.1134/S1995082911030059

Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017–2021 in the period of cyanobacterial blooms. Inland Water Biology 17(1): 18-36. DOI: 10.1134/S1995082924010048

Emelyanov E.M., Gulbinskas S., Suzdalev S. 2015. Biogenic components and trace elements in the sediments of river mouths and accumulation areas of Curonian Lagoon (south-eastern Baltic Sea). Baltica 28 (2): 151–162. DOI: 10.5200/baltica.2015.28.13

Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. Hydrobiologia 611(1): 133-146. DOI: 10.1007/s10750-008-9454-5

Guidelines for chemical analysis of sea and fresh waters in environmental monitoring of fishery water bodies and areas of the World Ocean promising for fishing. 2003. Moscow: VNIRO. (In Russian)

Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. Internationale Revue Hydrobiologie 86(1): 23-62. DOI: 10.1002/1522-2632(200101)86

HELCOM. 2013. Eutrophication in the Baltic Sea – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings, pp. 133.

Hydrometeorological situation in the Kaliningrad region. 2024. Kaliningrad Center for Hydrometeorological Monitoring – branch of the Federal State Budgetary Institution "North-West UGMS". URL: https://meteo39.ru/news.html (In Russian)

ICES techniques in marine environmental sciences. 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on Quality assurance, pp. 35.

Jakimavičius D., Kovalenkovienė M. 2010. Long-term water balance of the Curonian Lagoon in the context of anthropogenic factors and climate change. Baltica 23(1): 33-46.

Jakimavičius D., Šarauskienė D., Kriaučiūnienė J. 2023. How the hydrometeorological parameters of the Curonian Lagoon changed during two periods of standard climate normal (1961–1990 and 1991–2020). Water 15(6): 1008. DOI: 10.3390/w15061008

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen 167(2): 191-194. DOI: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3

Nurnberg G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwaterlakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Journal Lake and Reservoir Management 12: 432-447. DOI: 10.1080/07438149609354283

OECD: Eutrophication of waters. 1982. In: Monitoring, assessment and control. Paris.

Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplancton response. Ecologija 1: 56-65.

Peng Y., Liu L., Jiang L. et al. 2017. The roles of cyanobacterial bloom in nitrogen removal. Science of the Total Environment 609: 297-303. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.149

Petkuviene J., Zilius M., Lubiene I. et al. 2016. Phosphorus cycling in a freshwater estuary impacted by cyanobacterial blooms. Estuaries and Coasts 5(39): 1386–1402. DOI: 10.1007/s12237-016-0078-0

Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. Hydrobiologia 555: 41-48. DOI: 10.1007/s10750-005-1104-6

SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. Paris.

Stashko A.V., Aleksandrov S.V. 2023. Features of the spatial distribution of hydrochemical indicators in the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2018–2022. Vodnye bioresursy i sreda obitaniya [Aquatic bioresources and environment] 6(1): 48–61. DOI: 10.47921/2619-1024-2023-6-1-48 (In Russian)

Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. Science of the Total Environment 769: 145053. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145053

Voss M., Dippner J.W., Humborg C. et al. 2011. History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92(3): 307-322. DOI: 10.1016/j.ecss.2010.12.037

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G. et al. 2017. Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 194: 217–228. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.06.020

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Saltyte-Vaisiauske L. et al. 2018. Recent Trends (2012-2016) of N, Si, and P export from the Nemunas River Watershed: loads, unbalanced stoichiometry, and threats for downstream aquatic ecosystems. Water 10: 1178. DOI: 10.3390/w10091178

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Bartoli M. et al. 2022. Biogeochemical budgets of nutrients and metabolism in the Curonian Lagoon (South East Baltic Sea): spatial and temporal variations. Water 14: 164. DOI: 10.3390/w14020164

Waughman G. 1977. The effect of temperature on nitrogenase activity. Journal of Experimental Botany 28(4): 949–960. DOI: 10.1093/jxb/28.4.949

Whitton B. 1973. Freshwater plankton. The biology of blue–green algae 9: 353–367.

Оригинальная статья

Гидрохимические условия и трофический статус пресноводного Куршского залива

Александров С.В.

[1] Институт океанологии имени П.П. Ширшова РАН, Нахимовский пр., 36, Москва, 117997, Россия
[2] Балтийский федеральный университет им. И. Канта, ул. Александра Невского, 14, Калининград, 236041, Россия

АННОТАЦИЯ. Куршский залив – крупнейшая лагуна Европы с пресноводными условиями. Длительный период со стоком р. Неман поступали большие объемы биогенных элементов, что привело к значительному эвтрофированию водоема. Следствием этого стало летнее пиковое увеличение фосфора фосфатов, сопряженное с массовым развитием цианобактерий и «цветением» воды. Сравнение данных, полученных в южной части лагуны в 2019-2024 гг., с более ранним периодом «цветения» вод (2007-2016 гг.) показало снижение в 2-3 раза летних концентраций фосфора фосфатов и изменение соотношения N:P (с <16 до ~ 30-50). В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод). В период интенсивного «цветения» (2007-2016 гг.) концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период и летом превышали 100 мкг/л и характеризовали Куршский залив как гипертрофный водоем. В современный период (2019-2024 гг.) концентрации хлорофилла «а» снизились в 3-4 раза (~40 мкг/л). Снижение концентраций хлорофилла и фосфора в последние годы можно характеризовать как значительное деэвтрофирование вод лагунной экосистемы Куршского залива.

Ключевые слова: хлорофилл, биогенные элементы, лагуна, «цветение» воды, трофический статус, деэвтрофирование

Для цитирования: Александров С.В. Гидрохимические условия и трофический статус пресноводного Куршского залива // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 391-408. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-391

1. Введение

Куршский залив - отделенный от Балтийского моря песчаным барьером (Куршской косой) неглубокий водоем, который по геоморфологическим признакам можно отнести к лагунам «закрытого» типа. Водоем соединяется с морем узким проливом в северной части, а в восточном районе в него впадает река Неман, одна из крупнейших в бассейне Балтийского моря. Материковый сток в 3,5 раза больше объема поступающей морской воды и объема всей лагуны, поэтому почти на всей акватории формируются уникальные для приморских водоемов пресноводные условия (Ferrarin et al., 2008). По площади и объему вод Куршский залив – самая крупная лагуна Европы, которая относится к трансграничным водоемам (75% акватории принадлежит Российской Федерации, а северная часть Литве). Водосборная территория расположена в густонаселенных районах, преимущественно Беларуси и Литвы, с развитыми сельским хозяйством и промышленностью. Длительный период в лагуну ежегодно поступают большие объемы биогенных элементов (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022), значительная часть которых удерживается в ней вследствие геоморфологических условий, что привело к значительному эвтрофированию вод. Для этой лагунной экосистемы характерно формирование высокопродуктивных пресноводных сообществ планктонных и бентосных организмов, характерных для эвтрофных вод (Dmitrieva and Semenova, 2011). Куршский залив относится к важнейшим рыбохозяйственным водоемам Прибалтики и имеет рекреационное значение (национальный парк «Куршская коса»). Наряду с этим, как следствие эвтрофирования вод, на протяжении последних десятилетий летом (июль-сентябрь) наблюдалось массовое развитие цианобактерий («цветение» воды) (Olenina, 1998; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Наиболее неблагоприятные послед-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: hydrobio@mail.ru (С.В. Александров)

Поступила: 22 июля 2025; ***Принята:*** 10 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ствия этого явления были в прибрежной зоне, где гидрохимические параметры могут превышать ПДК и возникает замор рыб (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023).

Интенсивное развитие диатомовых водорослей весной и цианобактерий летом обуславливают очень высокие для водных экосистем величины обилия (хлорофилла «а») и первичной продукции фитопланктона, согласно которым Куршский залив соответствовал гипертрофному статусу (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Гидрохимические условия лежат в основе формирования высокой биопродуктивности лагуны. Концентрации азота и фосфора регулярно исследуются в российской части лагуны с 1990-х гг. в рамках мониторинговых наблюдений среды обитания рыб, однако опубликованные работы по гидрохимическим показателям Куршского залива немногочисленны. В большинстве работ содержание биогенных элементов в воде приведено как фоновые характеристики при описании первичной продукции и «цветения» воды (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Bartoli et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Опубликование данные о гидрохимических условиях в последние годы (2018-2022 гг.) представлены без связи с фитопланктоном (Сташко и Александров, 2023). Оценки трофического статуса Куршского залива охватывают период до 2015 г. (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). С учетом динамичных изменений биогенной нагрузки и гидрохимических условий (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), они не отражают современную экологическую ситуацию.

Высокий уровень эвтрофирования вод и продуктивности планктона значительно влияет на интенсивность потоков энергии и углеродный цикл в Куршском заливе. Как следствие эта лагуна была выбрана одним из объектов для разработки регионального модуля климатического и экологического мониторинга Балтийского моря в рамках работы консорциума «ОКЕАН: МОНИТОРИНГ И АДАПТАЦИЯ». Концентрации хлорофилла и биогенных веществ в воде являются важнейшими параметрами для оценки эвтрофирования водных экосистем и используются в качестве основных мониторинговых индикаторов в комплексной оценке Балтийского моря (Bashirova et al., 2023; HELCOM, 2013).

Целью работы был анализ современного состояния и многолетних изменений гидрохимических условий (концентрации азота и фосфора), влияющих на фитопланктон, и хлорофилла «а» как показателя обилия водорослей и «цветения» воды.

2. Материалы и методы

2.1. Описание области исследования

Куршский залив – крупная (площадь акватории 1584 км^2, объем воды 6,2 км^3) и мелководная лагуна (глубина максимальная 5,8 м, средняя ~3,8 м) в юго-восточной части Балтийского моря. От моря лагуна отделена узкой песчаной пересыпью (Куршской косой) длиной 97 км, узкий пролив расположен в северной части. Водосборная площадь (100485 км^2) образована, в основном, бассейном р. Неман (98% площади), сток (19,7 км^3) которой поступает в северную часть лагуны. В южную часть поступает сток р. Дейма (1,1 км^3). Материковый сток (21,8 км^3/год) многократно больше притока с моря (6,1 км^3/год) (Jakimavičius and Kovalenkovienė, 2010). На большей части акватории вода пресная (~0,2‰) и только у морского пролива соленость составляет 2-3‰, поэтому лагуну можно отнести к пресноводным водоемам. Куршский залив можно формально разделить на 2 части. Северная меньшая часть, находится под влиянием стока реки Неман и затока морских вод, водообмен составляет ~70 дней. В южной, большей части лагуны (~75%) речное влияние слабо сказывается, преобладают ветровые течения, водообмен превышает 120 дней и наблюдаются лимнические условия (Ferrarin et al., 2008).

2.2. Отбор проб и методы анализа

Исследования выполнялись в 2024 г. в открытой акватории Куршского залива на 7 станциях, расположенных в южной и на границе с северной частью (Рис. 1, Таблица 1). Ряд станций (ВИП_ГЗ_1К, ВИП_ГЗ_2К, ВИП_ГЗ_3К) являются ключевыми для разработки регионального модуля климатического и экологического мониторинга Балтийского моря (Bashirova et al., 2023) Отборы охватили переходный зимне-весенний (20 марта), весенний (8 апреля, 5 мая), летний (6 июня, 17 июля, 21 августа) и осенний (2 октября, 8 ноября) гидрологические периоды. На каждой станции температуру и соле-

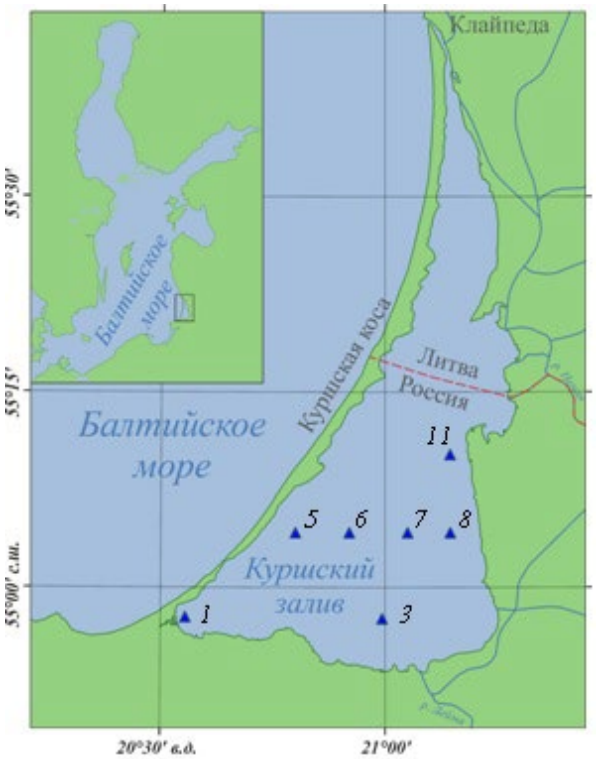


Рис.1. Карта-схема станций отбора проб в Куршском заливе.

Таблица 1. Станции отбора проб в Куршском заливе в 2024 г.

№ станции	Широта	Долгота	№ станции	Широта	Долгота
1 (ВИП_ГЗ_1К)	54°57.73′	20°33.33′	7 (ВИП_ГЗ_3К)	55°04.20′	21°03.00′
3 (ВИП_ГЗ_2К)	54°57.64′	20°59.60′	8	55°04.20′	21°08.70′
5	55°04.20′	20°48.00′	11	55°10.20′	21°08.70′
6	55°04.20′	20°55.20′			

ность воды определяли гидрофизическим зондом Sontek CastAway-CTD, пробы на гидрохимические показатели и хлорофилл отбирали батометром Нискина (объем 5 л) в поверхностном и придонном горизонтах.

Пробы воды на биогенные элементы предварительно фильтровали через фильтры диаметром пор 2-3 мкм для получения растворенных в воде форм азота и фосфора. Стандартными методами с использованием спектрофотометра КФК-3 (ICES, 2004; Руководство, 2003) определяли концентрацию азота аммонийного ($N\text{-}NH_4$), азота нитритного ($N\text{-}NO_2$), азота нитратного ($N\text{-}NO_3$), азота общего растворенного (TDN), фосфора фосфатов ($P\text{-}PO_4$) и фосфора общего растворенного (TDP). Неорганический азот (DIN) получали как сумму аммонийного, нитритного и нитратного азота. Растворенный органический азот (DON) и фосфор (DOP) рассчитывали как разницу между общим азотом и фосфором и их минеральными формами. Пробы воды на хлорофилл фильтровали через фильтры МФАС-МА-6 (диаметр пор 0,3 мкм) и определяли оптические плотности на спектрофотометре СФ-56 на основе методики (SCOR-UNESCO, 1966) и уравнений (Jeffrey and Humphrey, 1975). Оценка уровня эвтрофирования вод выполнялась согласно трофическим классификациям, в которых по концентрации хлорофилла, азота и фосфора выделяют 4 трофического состояния: от олиготрофного до гипертрофного (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

3. Результаты

3.1. Гидрологические условия

Климат в районе Куршского залива носит черты переходного от морского к умеренно-континентальному. Температурный режим лагуны из-за небольших глубин в основном зависит от температуры воздуха. Согласно данным Калининградского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (КЦГМС) ледовые условия в Куршском заливе в 2024 г. отмечены только в январе. С февраля по конец марта – апрель отмечено половодье, межень была с мая. Температура воздуха выше многолетнего уровня на 1-4 ˚С в отдельные месяцы была на протяжении всего года до декабря (Гидрометеорологическая обстановка…, 2024). Температура воды в лагуне в 2024 г. характеризовалась прогревом воды от 4,1 ˚С в марте до максимума 23,3 ˚С в июле и осенним охлаждением до 8 ˚С в ноябре (Таблица 2). Летом наблюдался длительный интенсивный прогрев вод лагуны (21,6 ˚С 6 июня – 22,3 ˚С 21 августа), одновременно с превышением среднемноголетнего прогрева воздуха на 1,0-2,0 ˚С в этом периоде.

На исследованной акватории лагуны были пресноводные условия (~0,2 пес). Небольшое увеличение (на 0,1-0,2 пес) отмечено только на самой северной станции (№11) в октябре и ноябре, когда сохранялась межень с уровнем воды в реках ниже среднемноголетнего (Гидрометеорологическая обстановка…, 2024), и небольшие затоки морских вод в лагуну могут наблюдаться при западных ветрах (Таблица 2).

3.2. Концентрации биогенных элементов в воде

Сезонная динамика содержания азота нитратов в 2024 г. в открытой акватории лагуны характеризовалась максимумом в марте (840 мкгN/л), благодаря зимней аккумуляции и поступлению в период половодья, преимущественно со стоком р. Неман (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Весной происходило постепенное снижение, вызванное интенсивным развитием фитопланктона, до минимальных средних концентраций (4-13 мкгN/л), которые наблюдались весь летний период (Таблица 2). Такая динамика отражала сложившиеся многолетние тенденции для Куршского залива (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Отличием было сохранение низких концентраций в октябре-ноябре, когда ранее они увеличивались на 1-2 порядка.

Содержание азота нитритов в открытой акватории было незначительно. Более высокие концентрации были весной (6-8 мкгN/л), а минимум (< 1 мкгN/л) отмечен в октябре при минимальной концентрации аммонийного азота (Таблица 2).

Содержание азота аммонийного подвержено значительным сезонным изменениям и связано с интенсивностью биохимического разложения органического вещества в лагуне. В 2024 г. наблюдались 3 максимума: в марте-апреле, августе и ноябре (Таблица 2). Весенний пик связан с поступлением в период половодья растворенных органических веществ (Vybernaite-Lubiene et al., 2022) и их последующим разложением в лагуне. Летом наблюдается «цветение» воды, при котором разложение цианобактерий может вести к многократному росту концентраций аммонийного азота в течение нескольких дней (Peng et al., 2017). В ноябре происходит

Таблица 2. Гидрологические и гидрохимические показатели и хлорофилл «а» в Куршском заливе в 2024 г.

Показатель	Месяц							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	X	XI
Температура, °C	4,1 4,0-4,2	8,7 8,2-9,5	14,7 12,8-17,1	21,6 21,1-22,5	23,3 22,7-23,9	22,2 21,9-22,7	13,9 13,0-14,3	8,4 8,1-8,7
Соленость, пес	0,2 0,2-0,2	0,2 0,2-0,2	0,2 0,2-0,2	0,2 0,2-0,2	0,2 0,2-0,2	0,2 0.2-0,2	0,2 0,2-0,4	0,2 0,2-0,3
Прозрачность, м	0,7 0,6-0,8	0,5 0,3-0,75	0,65 0,5-0,7	0,7 0,6-0,75	0,55 0,5-0,7	0.65 0,45-0,7	0,5 0,4-0,6	0,85 0,7-1,1
$N\text{-}NO_3$, мкг N/л	840 572-1196	758 583-1117	412 270-590	4 1-8	13 1-29	4 3-7	2 1-5	15 8-35
$N\text{-}NO_2$, мкг N/л	8 5-15	6 5-7	7 5-9	2 1-3	5 1-13	2 1-3	0.3 0.2-0.6	6 2-8
$N\text{-}NH_4$, мкг N/л	18 10-41	55 47-63	20 14-27	13 7-31	16 5-30	46 39-64	2 1-5	37 21-68
TDN, мкг N/л	2380 1876-2781	4538 2606-5829	1424 959-1771	1136 971-1359	1404 762-2197	2085 1571-2676	870 738-1097	946 829-1088
DON, мкг N/л	1513 1245-1612	3719 1794-4982	985 639-1311	1118 959-1341	1366 710-2151	2034 1521-2624	866 735-1091	889 763-1042
$P\text{-}PO_4$, мкг P/л	5 3-7	10 8-13	3 1-4	3 2-3	2 1-4	3 3-7	4 2-7	4 3-5
TDP, мкг P/л	20 17-22	20 18-23	15 14-17	18 15-23	19 15-24	11 9-15	15 13-22	15 13-19
DOP, мкг P/л	15 12-17	10 7-13	13 12-15	15 13-20	17 13-21	7 6-9	11 9-19	12 10-15
Хл «а», мкг/л	28 24-38	38 26-58	29 17-44	19 10-29	55 29-83	41 24-55	39 25-59	27 18-46

Примечание: в числителе – средние значения, в знаменателе – диапазон изменчивости

окончание активной вегетации фитопланктона и его последующие разложение. Такая динамика отражала сложившиеся многолетние тенденции для Куршского залива (Aleksandrov et al., 2018; Сташко и Александров, 2023).

Для общего азота, включающего растворенные в воде минеральные и органические формы, максимум был в марте-апреле (2300-4500 мкгN/л), когда в лагуну в период половодья с речным стоком поступает большое количество минеральных и органических веществ (Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022), кроме того в апреле наблюдался весенний пик развития фитопланктона. В этот период (апрель) концентрация растворенного в воде органического азота была максимальной (3719 мкгN/л). В мае они снижались и сохранялись на близком уровне 900-1400 мкгN/л до конца осени. Повышенное содержание растворенного органического азота было в августе, как результат накопления органических веществ в период летнего «цветения» фитопланктона. Доля минерального азота, используемого фитопланктоном, снижалась с 31% в марте до минимальных величин (<2%) в июле-октябре, отражая сезонную динамику развития фитопланктона.

Сезонная динамика фосфора фосфатов в 2024 г. имела повышенные величины в марте-апреле (5-10 мкгP/л), благодаря зимней аккумуляции и поступлению с паводковыми водами. В мае концентрации снижались за счет использования фитопланктоном до минимальных величин (2-3 мкгP/л), которые сохранились до конца вегетационного периода (по ноябрь) (Таблица 2). Содержание общего фосфора, включающее растворенные в воде минеральную и органическую формы, было на близком уровне (в основном 15-20 мкгP/л) с более высокими величинами весной и летом. Доля минерального фосфора уменьшалась с 50% в апреле до 10% июле, когда наблюдалась максимальная концентрация хлорофилла «а» 55 мкг/л. Концентрации растворенного в воде органического фосфора в 2024 г. в открытой акватории лагуны были достаточно низкими (7-17 мкгP/л) с небольшим повышением в период половодья (март) и «цветения» фитопланктон (июль). В сравнение с предыдущими периодами исследований в 1990-2010-х гг. (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vybernaite-Lubiene et al., 2017) отсутствовало летнее резкое увеличение фосфора, а сами величины были многократно ниже.

3.3. Обилие фитопланктона по концентрации хлорофилла «а»

Начало активного развития фитопланктона в Куршском заливе наблюдается после таяния льда и очищения водоема, которое обычно происходит в феврале-марте. В 2024 г. очищение от льда произошло к февралю и в этом месяце прогрев вод был выше среднемноголетнего уровня (Гидрометеорологическая обстановка…, 2024). В

результате в марте наблюдался переход к весеннему гидрологическому состоянию вод (~4 °C) и фитопланктон активно развивался (хлорофилл «а» 28 мкг/л) (Таблица 2). Сезонная динамика хлорофилла «а» как показателя обилия фитопланктона в 2024 г. в открытой части залива характеризовалась 2 пиками: весной в апреле (в среднем 38 мкг/л) и летом в июле и августе (41-55 мкг/л) (Таблица 2). Весенний пик связан с весенним массовым развитием диатомовых водорослей, которые развиваются при достаточном количестве азота нитратов и фосфора фосфатов вследствие их зимней аккумуляции и поступлению в период половодья. В июне концентрации этих веществ снизились до годового минимума и наблюдались наименьшие величины хлорофилла «а». Летний пик концентрации хлорофилла «а» связан с массовым развитием цианобактерий («цветением» воды) при наибольшем прогреве (> 20 °C) и обычно наблюдается в июле-сентябре (Aleksandrov et al., 2018; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Температура воды оказывает существенное влияние на сезонную динамику фитопланктона и хлорофилла «а» как показатель его обилия. В частности, благодаря повышенному прогреву вод в октябре фитопланктон продолжал активно вегетировать (хлорофилл «а» 39 мкг/л).

Развитие фитопланктона оказывало влияние на прозрачность воды. Весной и летом при наибольшей концентрации хлорофилла «а» она снижалась в среднем до 0,50-0,55 м, при минимальной (июнь, ноябрь) - прозрачность увеличивалась (до 0,70-0,85 м) (Таблица 1).

Согласно многолетним исследованиям Куршский залив характеризовался очень высокими величинами хлорофилла «а» (>100 мкг/л), особенно в период летнего развития цианобактерий и «цветения» воды (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023; Vaičiūtė et al., 2021). В 2024 г. сезонная динамика фитопланктона соответствовала сложившимся закономерностям. В отличие от многолетних данных, летний пик хлорофилла «а» слабо превышал весенний, и летние величины были многократно ниже, чем наблюдалось ранее в периоды «гиперцветения» воды.

3.4. Трофическое состояние вод

В качестве основополагающего критерия трофического состояния водоемов широко используется содержание хлорофилла «а», связанное с биомассой фитопланктона и величиной первичной продукции. Дополнительно оцениваются концентрации в воде азота и фосфора, как потенциальный уровень биопродуктивности, и прозрачность воды. Наиболее разработаны классификации для озер (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982), которые могут быть применены для лагунной экосистемы Куршского залива с учетом его геоморфологических, гидрологических и биологических характеристик.

Концентрация хлорофилла «а» в отдельные месяцы с марта по ноябрь 2024 г. изменялась в диапазоне 19-55 мкг/л, составляя в среднем 35 мкг/л. Это соответствует пограничному состоянию между эвтрофным и гипертрофным уровнем (25-35 мкг/л). Летом (июль-август) хлорофилла «а» было 41-55 мкг/л, что можно характеризовать как отсутствие интенсивного «цветения» вод, наблюдаемого в гипертрофном состоянии водоема (>75-100 мкг/л) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

В лагуне в 2024 г. наблюдались очень высокие концентрации растворенного в воде общего азота (3460 мкгN/л весной и 1750 мкгN/л летом), соответствующие потенциальному гипертрофному состоянию (>600 мкгN/л и >1200 мкгN/л). Однако содержание растворенного общего фосфора было низким (на нижней границе эвтрофных вод ~20-35 мкгP/л) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996). Это определяло относительно низкий уровень продуктивности вод (по хлорофиллу «а»).

Прозрачность воды также широко используемый показатель, однако его применение может быть ограничено при большом поступлении неорганической взвеси. В Куршском заливе прозрачность воды с марта по апрель составляла (0,50-0,85 м), что соответствует гипертрофному уровню (<1 м). Однако такие величины определялись не только обилием фитопланктона, но и повышенным содержанием взвешенного вещества, поступающего при ветровом перемешивании неглубокого (средняя глубина 3,8 м) водоема.

4. Обсуждение

Согласно многолетним исследованиям лагунная экосистема Куршского залива характеризуется как высокопродуктивный водоем, в котором с середины 1980-х развитие цианобактерий практически ежегодно достигало уровня «гиперцветения» воды. Концентрации хлорофилла «а» по данным натурных и спутниковых наблюдений превышали 100 мкг/л и на поверхности формировались «пятна цветения» (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Olenina, 1998; Vaičiūtė et al., 2021). Последнее «цветение» воды такой интенсивности описано в 2018 г. Для периода после 2018 г. опубликованные данные по открытой акватории лагуны отсутствуют, хотя наблюдения, в том числе 2024 г., а также изучение прибрежной зоны в 2017-2021 гг. (Dmitrieva et al., 2024) показывают, что интенсивность развития цианобактерий и «цветения» воды значительно снизилась.

Сезонная динамика биогенных элементов в Куршском заливе напрямую зависит от продуктивности фитопланктона, минерализации органики в воде и осадках и поступления с речным стоком. Для характеристики современного состояния проведено осреднение данных, полученных в южной лимнической части залива (российская акватория) в 2023-2024 г. и 2019-2022 гг. (Сташко и Александров, 2023), которые были сопоставлены с ранним периодом интенсивного «цветения» вод (2007-2016 гг.) (Aleksandrov et al., 2018).

Внутригодовое изменение концентрации азота нитратов в оба периода (2007-2016 и 2019-2024 гг.) отражало многолетние тенденции для Куршского залива и в целом для водоемов умеренного пояса с сильным речным влиянием. Наибольшие величины были в марте-апреле благодаря зимней аккумуляции и поступлению в половодье со стоком р. Неман (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Летом содержание азота снижалось до минимальных концентраций из-за интенсивного потребления фитопланктоном и денитрификации. В этот период (июнь-сентябрь) в лагуне по многолетним данным наблюдается «цветение воды» (Aleksandrov, 2010; Vaičiūtė et al., 2021). Значимым отличием в современный период (2019-2024 гг.) было сохранение низких концентраций нитратного азота в позднеосенний период (октябрь-ноябрь). Ранее они увеличивались на 1-2 порядка в период осеннего охлаждения вод и прекращения развития фитопланктона (Рис. 2а).

Наблюдаемое в октябре-ноябре 2019-2024 гг. связано с продолжением активной вегетации фитопланктона, чему способствует многолетнее увеличение прогрева вод осенью (Jakimavičius et al., 2023). В частности, в эти месяцы 2024 г. температура воздуха была выше среднемноголетней на 1-1,5 ˚С (Гидрометеорологическая обстановка…, 2024). Также отмечено смещение максимума концентрации нитратного азота с апреля на март, как следствие раннего начала половодья и выноса азота с речным стоком. Как пример, в 2024 г. в феврале-марте температура воды была выше среднемноголетней на 2-4 ˚С и наблюдалось интенсивное половодье. Несмотря на эти изменения в сезонной динамике, концентрации азота нитратного в 2007-2013 и 2019-2024 гг. были близки, составив 120-140 мкгN/л в среднем за апрель-октябрь и 25 мкгN/л летом (июль-сентябрь).

Сезонная динамика азота аммонийного достаточно стабильна, имея 3 пика (в начале весны, летом и в конце осени), связанных с разложением органического вещества, преимущественно образуемого фитопланктоном (Рис. 2б). В 2019-2024 гг. произошло уменьшение этих пиков, что связанно с ранним началом и поздним окончанием вегетационного периода, а также снижением «цветения» воды летом. Как следствие, концентрация азота аммонийного снизилась, особенно летом (июль-сентябрь) ~20%.

Сезонная динамика фосфора фосфатов принципиально изменилась в последние годы, в отличие от азота минерального. По опубликованным многолетним данным (с 1990-х) в Куршском заливе концентрация в воде фосфора фосфатов после снижения весной до минимальных значений, летом (июль-август) многократно возрастала до максимума. В частности, это наблюдалось в 2007-2016 гг. (Рис. 3а). Наблюдаемое явление происходило несмотря на наиболее интенсивное потребление фосфатов летом из-за «цветения» фитопланктона и сокращение их поступления с речным стоком (Vybernaite-Lubiene et al., 2022). Важным условием такого явления было значительное поступление фосфора из донных осадков, которые в южной части представлены преимущественно илами, где фосфор аккумулировался многолетний период эвтрофирования лагуны (Emelyanov et al., 2015; Petkuviene et al., 2016; Bartoli et al., 2018). Из-за увеличения фосфора фосфатов в воде при сохранении минимальных концентраций минерального азота молярное соотношение их минеральных форм было ниже стехиометрического соотношения Редфильда для фитопланктона (N:P < 16) в июне-августе (Рис. 3а). При азотной лимитации водорослей преимущество получают цианобактерии, которые благодаря азотфиксации в условиях обеспеченности фосфором способны массово развиваться. В июне-августе температура воды достигает 20–22 ˚С, которая оптимальна для роста и азотфиксации цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие), формирующих в Куршском заливе «цветение» воды (Waughman, 1977; Whitton, 1973; Aleksandrov et al., 2018). В этих условиях максимальное обилие цианобактерий («гиперцветение» воды) наблюдалось с июня-июля практически ежегодно до 2018 г. (Vaičiūtė et al., 2021). В частности, в южной части лагуны эти процессы наблюдались в 2007-2016 гг., когда в отдельные годы концентрация фосфора фосфатов в июле многократно увеличивалась (до 143 мкгP/л в 2015 г., в среднем 25 мкгP/л) и начиналось «гиперцветение» воды с многократным ростом содержания хлорофилла «а» (до 336 мкг/л в 2012 г., в среднем 115 мкг/л) (Рис. 3). В последующие месяцы даже

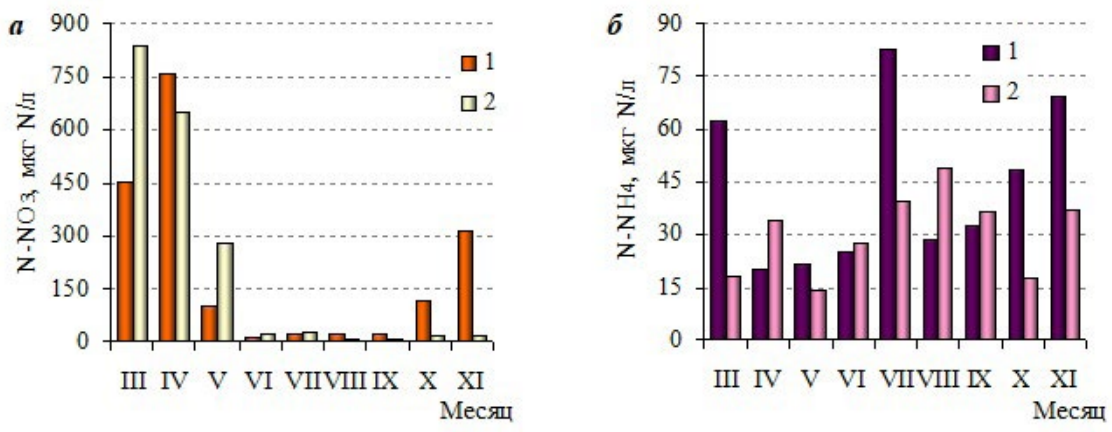


Рис.2. Концентрации азота нитратного (а) и аммонийного (б) в Куршском заливе в 2007-2016 гг. (1) и 2019-2024 гг. (2).

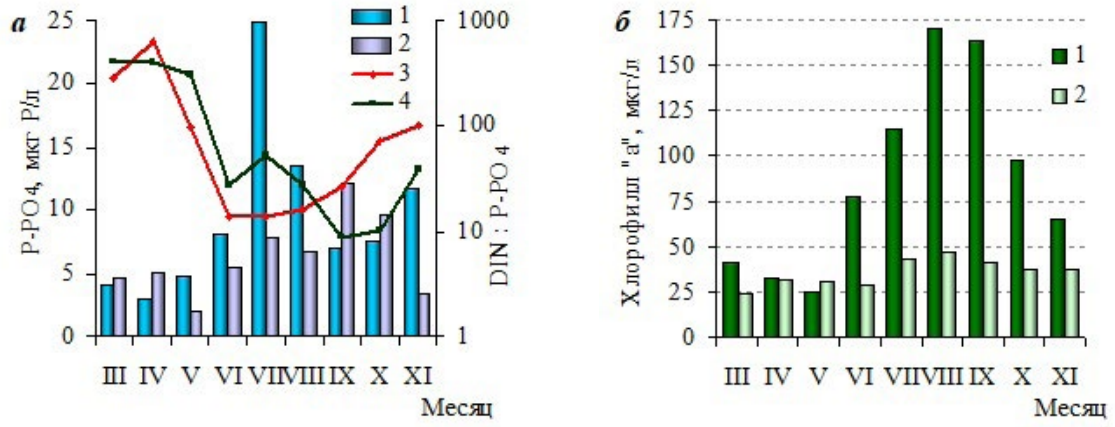


Рис.3. Концентрации фосфора фосфатов (столбцы) и стехиометрическое соотношение (кривые) (а) и содержание хлорофилла «а» (б) в Куршском заливе в 2007-2016 гг. (1, 3) и 2019-2024 гг. (2, 4).

при уменьшении концентрации фосфора, интенсивность «цветения» воды сохранялась за счет его регенерации в планктонном сообществе. Концентрации хлорофилла «а» в среднем для южной части лагуны достигали 476 мкг/л в августе 2011 г. и 526 мкг/л в сентябре 2016 г. (в среднем 171 и 164 мкг/л в августе и сентябре 2007-2016 гг.). Это могло вести к скоплению цианобактерий в прибрежной зоне и резкому ухудшению условий среды (превышение ПДК по аммиаку, отсутствие кислорода, замор рыб) (Aleksandrov and Smirnova, 2023).

В современный период (2019-2024 гг.) летние концентрации фосфора фосфатов значительно уменьшились. В частности, они были минимальны в 2024 г. (2-3 мкгР/л). Средние концентрации фосфора фосфатов в июле и августе стали в 3 и 2 раза ниже, наблюдаемого ранее. При сохранении величин азота минерального, это привело к увеличению стехиометрического соотношения N:P до 30-50 (в молях) (Рис. 3а). В результате азотфиксирующие цианобактерии потеряли конкурентное преимущество по сравнению с другими группами фитопланктона, и основу (фосфор) для массового роста и образования «цветения» воды. Следствием этого стало резкое снижение хлорофилла «а» летом. Концентрации хлорофилла «а» не превышали 50-70 мкг/л в июле-сентябре в среднем для южной части лагуны, что можно характеризовать как прекращение «цветения» цианобактерий.

В последующие месяцы (сентябрь-октябрь) концентрация фосфора увеличивалась, и стехиометрическое соотношение снижалось до лимитирования по азоту (N:P = 9-10), что отличает сезонную динамику биогенных элементов от раннего периода (2007-2016 гг.) (Рис. 3а). Однако это не приводило к формированию «цветения» воды, так как температура воды (<18 ˚C) была ниже оптимальной для массового роста и азотфиксации цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие). Кроме того концентрации фосфора были вдвое ниже, чем наблюдалось летом 2007-2016 гг.

В период интенсивного «цветения» концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) и летом (июль-сентябрь) 2007-2016 гг. в среднем были 102 и 150 мкг/л, что характеризовало Куршский залив как гипертрофный водоем. Максимальный гипертрофный уровень в этот период был характерен также для первичной продукции фитопланктона (415-668 гС·м$^{-2}$·год$^{-1}$) (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Обилие и продуктивность фитопланктона соответствовали максимальным величинам для водных экосистем, относя Куршский залив к одним из самых высокоэвтрофных водоемов Европы. В современный период (2019-2024 гг.) концентрации хлорофилла «а» осредненные для апреля-октября и июля-сентября резко снизились (39 и 44 мкг/л) до пограничного состояния между эвтрофным и гипертрофным уровнем. Важным фактом является достаточно стабильный невысокий летний уровень обилия фитопланктона (хлорофилла) в 2019-2024 гг. Ранее в отдельные летние месяцы и в среднем за лето величины хлорофилла в разные годы могли изменяться в 5-10 раз (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vaičiūtė et al., 2021).

Причиной таких существенных различий в концентрации фосфора и стехиометрического соотношения N:P, ведущего к прекращению «цветения» воды в Куршском заливе, может быть снижение внешней биогенной нагрузки. В 1980-1993 гг. с р. Неман (95% стока и 98% водосборной территории) поступало 58,3 тыс. т N/год (в том числе $N\text{-}NO_3$ 31,7 тыс. т N/год) и 5,4 тыс. т P/год (в том числе $P\text{-}PO_4$ 4,1 тыс. т P/год) (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Большая внешняя биогенная нагрузка и накопление биогенных элементов в лагуне вели к сильному эвтрофированию, которое проявлялось в «цветении» воды (Olenina, 1998). В последующий период из-за резкого снижения хозяйственной деятельности на водосборе в 1990-х гг., а позднее за счет улучшения систем очистки, поступление фосфора многократно уменьшилось до 2,6 и 1,5 тыс. т P/год в 1997-2008 и 2012-2016 гг. При этом поступление азота снизилось только на 25% до 44,2 тыс. т N/год (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Снижение внешней биогенной нагрузки по фосфору вело к многолетнему уменьшению его аккумуляции в илах и, как следствие, к снижению его поступления летом в воду, что требует дальнейших исследований. Даже многократное умень-

шение внешней биогенной нагрузки не способно оказать быстрого воздействия на уровень эвтрофирования вод (Voss et al., 2011). Вероятно, данный процесс в Куршском заливе в последние годы достиг переломного момента, что привело к значительному изменению гидрохимических условий (уменьшение фосфора в 2-3 раза, N:P > 16) в летний период. В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод), что отражает снижение средних величин хлорофилла «а» в 3 раза, а максимальных – на порядок. Наблюдаемое в последние годы можно характеризовать как значительное деэвтрофирование лагунной системы Куршского залива.

5. Заключение

Куршский залив Балтийского моря – крупнейшая лагуна Европы, в которой формируются уникальные для приморских водоемов пресноводные условия. Длительный период в лагуну поступали большие объемы биогенных элементов, прежде всего со стоком р. Неман, что привело к сильному эвтрофированию вод. Одним из следствий накопления биогенных элементов являлось летнее пиковое увеличение фосфора фосфатов. В результате соотношение азота и фосфора было ниже стехиометрического соотношения для фитопланктона (N:P < 16), что наряду со значительным прогревом вод (до 20–22˚C) способствовало массовому развитию азотфиксирующих цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие). С середины 1980-х развитие фитопланктона практически ежегодно достигало уровня «гиперцветения» воды (хлорофилл «а» > 100 мкг/л), последнее из которых отмечено в 2018 г. В современный период интенсивность развития цианобактерий и «цветения» воды значительно снизились. Сравнение данных, полученных в южной лимнической части залива (российская акватория) в 2019-2024 гг. с более ранним периодом «цветения» вод (2007-2016 гг.) показало снижение в 2-3 раза летних концентраций фосфора фосфатов, тогда как величины минерального азота остались на прежнем уровне (соотношение N:P ~ 30-50). В результате азотфиксирующие цианобактерии потеряли конкурентное преимущество по сравнению с другими группами фитопланктона, и основу (фосфор) для массового развития. Следствием этого стало резкое снижение хлорофилла «а» летом (< 50-70 мкг/л), что можно характеризовать как прекращение «цветения» воды.

В период интенсивного «цветения» 2007-2016 гг. концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) и летом (июль-сентябрь) составляли 100 и 150 мкг/л, что соответствовало максимальным величинам в водных экосистемах и характеризовало Куршский залив как гипертрофный водоем. В современный период (2019-2024 гг.) они снизились в 3-4 раза (~40 мкг/л) до пограничного между эвтрофным и гипертрофным состояния. Важным фактом является достаточно стабильный невысокий летний уровень обилия фитопланктона, тогда как ранее в отдельные летние месяцы и в среднем за лето в разные годы концентрации хлорофилла «а» могли изменяться на порядок, достигая максимума при развитии цианобактерий до «гиперцветения» воды.

В основе таких существенных изменений находится многократное снижение внешней биогенной нагрузки по фосфору в 1990-2010-х гг. и последующее за этим уменьшение внутренней биогенной нагрузки, что привело к значительному изменению гидрохимических условий летом (уменьшение концентраций фосфора в 2-3 раза, N:P > 16). В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод). Снижение концентраций фосфора и хлорофилла, во многом, определяющих биопродуктивность вод можно характеризовать как значительное деэвтрофирование вод лагунной экосистемы Куршского залива в последние годы. Такие изменения могут иметь значительный экологический эффект (снижение опасных «цветений» воды) и оказывать влияние на трансформацию потоков углерода и энергии в экосистеме, что требует продолжения исследований в рамках климатического и экологического мониторинга.

Благодарности

Результаты исследований хлорофилла «а» получены в рамках государственного задания Минобрнауки России для БФУ им. И. Канта по программе консорциума «ОКЕАН: МОНИТОРИНГ И АДАПТАЦИЯ». Результаты исследований гидрохимических условий получены в рамках государственного задания Минобрнауки России для ИО РАН (тема № FMWE-2024-0025). Автор благодарит Ульянову М.О., Корнееву А.О., Найданова Д.А., Ларину В.В. за помощь в выполнении экспедиционных работ и гидрохимических анализов.

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Aleksandrov S.V. 2010. Biological production and eutrophication of Baltic Sea estuarine ecosystems: The Curonian and Vistula Lagoons. Marine Pollution Bulletin 61(4-6): 205-210. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.02.015

Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G.(Eds.), The Handbook of Environmental Chemistry. Berlin, pp. 1-26. DOI: 10.1007/698 2023 1042

Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the southwestern part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. Baltica 31(1): 1-12. DOI: 10.5200/baltica.2018.31.01

Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. Inland Water Biology 16(6): 1043–1051. DOI: 10.1134/S1995082923060032

Bashirova L., Sivkov V., Ulyanova M. et al. 2023. Climate and environmental monitoring of the Baltic Sea: general principles and approaches. RT&A. Special Issue 5 (18): 164-171. DOI: 10.24412/1932-2321-2023-575-164-171

Bartoli M., Zilius M., Bresciani M. et al. 2018. Drivers of Cyanobacterial Blooms in a Hypertrophic Lagoon. Frontiers in Marine Science 5: 434. DOI: 10.3389/fmars.2018.00434

Cetkauskaite A., Zarkov D., Stoskus L. 2000. Water-quality control monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999. Ambio 30(4): 297-305. DOI: 10.1579/0044-7447-30.4.297

Dmitrieva O.A., Semenova A.S. 2011. Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton and their interactions in the hypereutrophic reservoir. Inland Water Biology 4(3): 308-315. DOI: 10.1134/S1995082911030059

Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017–2021 in the period of cyanobacterial blooms. Inland Water Biology 17(1): 18-36. DOI: 10.1134/S1995082924010048

Emelyanov E.M., Gulbinskas S., Suzdalev S. 2015. Biogenic components and trace elements in the sediments of river mouths and accumulation areas of Curonian Lagoon (south-eastern Baltic Sea). Baltica 28 (2): 151–162. DOI: 10.5200/baltica.2015.28.13

Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. Hydrobiologia 611(1): 133-146. DOI: 10.1007/s10750-008-9454-5

Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. Internationale Revue Hydrobiologie 86(1): 23-62. DOI: 10.1002/1522-2632(200101)86

HELCOM. 2013. Eutrophication in the Baltic Sea – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings, pp. 133.

ICES techniques in marine environmental sciences. 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on Quality assurance, pp. 35.

Jakimavičius D., Kovalenkovienė M. 2010. Long-term water balance of the Curonian Lagoon in the context of anthropogenic factors and climate change. Baltica 23(1): 33-46.

Jakimavičius D., Šarauskienė D., Kriaučiūnienė J. 2023. How the hydrometeorological parameters of the Curonian Lagoon changed during two periods of standard climate normal (1961–1990 and 1991–2020). Water 15(6): 1008. DOI: 10.3390/w15061008

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls ***a***, ***b***, c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen 167(2): 191-194. DOI: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3

Nurnberg G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwaterlakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Journal Lake and Reservoir Management 12: 432-447. DOI: 10.1080/07438149609354283

OECD: Eutrophication of waters. 1982. In: Monitoring, assessment and control. Paris.

Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplancton response. Ecologija 1: 56-65.

Peng Y., Liu L., Jiang L. et al. 2017. The roles of cyanobacterial bloom in nitrogen removal. Science of the Total Environment 609: 297-303. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.149

Petkuviene J., Zilius M., Lubiene I. et al. 2016. Phosphorus cycling in a freshwater estuary impacted by cyanobacterial blooms. Estuaries and Coasts 5(39): 1386–1402. DOI: 10.1007/s12237-016-0078-0

Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. Hydrobiologia 555: 41-48. DOI: 10.1007/s10750-005-1104-6

SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. Paris.

Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. Science of the Total Environment 769: 145053. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145053

Voss M., Dippner J.W., Humborg C. et al. 2011. History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92(3): 307-322. DOI: 10.1016/j.ecss.2010.12.037

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G. et al. 2017. Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 194: 217–228. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.06.020

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Saltyte-Vaisiauske L. et al. 2018. Recent Trends (2012-2016) of N, Si, and P export from the Nemunas River Watershed: loads, unbalanced stoichiometry, and threats for downstream aquatic ecosystems. Water 10: 1178. DOI: 10.3390/w10091178

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Bartoli M. et al. 2022. Biogeochemical budgets of nutrients and metabolism in the Curonian Lagoon (South East Baltic Sea): spatial and temporal variations. Water 14: 164. DOI: 10.3390/w14020164

Waughman G. 1977. The effect of temperature on nitrogenase activity. Journal of Experimental Botany 28(4): 949–960. DOI: 10.1093/jxb/28.4.949

Whitton B. 1973. Freshwater plankton. The biology of blue–green algae 9: 353–367.

Гидрометеорологическая обстановка по Калининградской области. 2024. Калининградский ЦГМС – филиал ФГБУ «Северо-Западное УГМС». URL: https://meteo39.ru/news.html

Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоёмов и перспективных для промысла районов Мирового океана. 2003. Москва: ВНИРО.

Сташко А.В., Александров С.В. 2023. Особенности пространственного распределения гидрохимических показателей в Куршском заливе Балтийского моря в 2018–2022 годах. Водные биоресурсы и среда обитания 6(1): 48-61. DOI: 10.47921/2619-1024-2023-6-1-48

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Biotesting of a freshwater (river) ecosystem water quality by genetic markers of *Tradescantia* model test system

Avalyan R.E.[1]*, Asatryan V.L.[2], Aroutiounian R.M.[1], Atoyants A.L.[1]

[1] *Research Institute of Biology, Yerevan State University, 8, Charents Str., 0025, Yerevan, Armenia*
[2] *Scientific Center of Zoology and Hydroecology, National Academy of Sciences of the Republic of Armenia, 7, P.Sevak Str., Yerevan 0014, Armenia*

ABSTRACT. In the field of assessing the quality of the aquatic environment, the use of biotesting methods is a mandatory element of environmental monitoring. Plant model test systems, such as *Tradescantia* clones, are used for biotesting of water quality in freshwater river ecosystems. To study the level of clastogenicity of the water samples of the Akhuryan River (Armenia), collected at five sampling points along the river in the summer, a test for micronuclei in the pollen mother cells of *Tradescantia* clone 02 (micronucleus assay – Trad-MCN) is used. The following two marker test-criteria were taken into account: the frequency of tetrads with micronuclei (Tetr/MCN) and the frequency of micronuclei in tetrads (MCN/tetr). The study of clastogenic effects in the sporogenic cells of Tradescantia showed increase in the frequency of occurrence of both test criteria in all studied water samples compared to the background with maximum manifestation in the Akhurik sample ($p < 0,01$). A reliable positive correlation was shown between the marker criteria of the micronucleus assay and the chemical elements: HCO_3, CO_3, B, Mg, Ca, As, Se ($p < 0.01$).

Keywords: biotesting, freshwater ecosystem (river), mutagenicity, *Tradescantia*

For citation: Avalyan R.E., Asatryan V.L., Aroutiounian R.M., Atoyants A.L. Biotesting of a freshwater (river) ecosystem water quality by genetic markers of *Tradescantia* model test system // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 409-413. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-409

1. Introduction

River ecosystems, as natural objects and main sources of fresh water, play a major role in nature and human life. As a rule, the quality of the aquatic environment depends on both natural and anthropogenic factors. The study of river ecosystems, which are under constant anthropogenic pressure, is of particular relevance for Armenia due to the increasing need for quality control and improved water resource management (Dallakyan and Asatryan, 2021; Avalyan et al., 2021; Khosrovyan et al., 2022)

Due to the constantly changing chemical composition of river water and active the physical and chemical factors, mutagenic activity is not constant and may vary. In this regard, it becomes necessary to determine the total load on the river ecosystem, which is the effect of combinations of mutagens and toxicants. To study the genetic effects of the consequences of the complex action of pollutants on river ecosystems and living organisms, it is very important to conduct genetic monitoring using sensitive test objects (Duan et al., 1999; Ma et al., 2005; Kwasniewska et al., 2013; Vergolyas and Goncharuk, 2016).

To study the genetic effects of the complex impact of pollutants on freshwater ecosystems genetic monitoring using sensitive test objects is highly relevant.

Among bioindicator plants, a special place is occupied by *Tradescantia* (clone 02), which is widely used in the genetic monitoring system to detect the mutagenic potential of xenobiotics in the aquatic environment. *Tradescantia* (clone 02) is a convenient test object for studying the effect of not only low doses of physical factors, but also chemical mutagens and environmental toxicants. The main advantages of *Tradescantia* as a test system are high sensitivity to external factors with a low spontaneous mutation rate, accuracy and ease of registration of biomarkers reflecting the external impact of xenobiotics (Majer et al., 2005; Scalon et al., 2013; Campos et al., 2024). *Tradescantia* (clones 02 and 4430) performs well in dose-response studies and as a biodetector of chemical mutagens in different environmental compartments even at low chemical levels (Crispim et al., 2012; Rocha et al., 2018). To study the impact of

*Corresponding author.
E-mail address: re_avalyan@mail.ru (R.E. Avalyan)

Received: June 03, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

pollutants from reservoirs and rivers, industrial wastewater, or power plant discharges, genetic monitoring can be done either by growing plants in nearby fields or by collecting water samples for testing in laboratory and greenhouse (Zeng et al., 1999; Crebelli et al., 2005; Aghajanyan et al., 2020)

Micronucleus (MN) assays with early pollen tetrad cells of *Tradescantia* (Trad-MCN assay) are at present the most widely used bioassays with plants for the detection of genotoxins in the water environment. Using chromosome damage as an indicator of the carcinogenic properties of environmental xenobiotics, the Trad-MCN bioassay is a rapid and effective tool for screening aquatic pollutants (Ma, 2001; Garcia et al., 2011; Mizik et al., 2013).

Genotoxic components of the aquatic environment can cause primary DNA damage. Mutations occur on both, the gene level (gene mutations) and on the chromosomal level (structural aberrations). The pollutants can promote breaks in the genetic material are known as clastogenic and those who undertake to chromosome disjunction during division are aneugenic. Micronuclei and bridges are examples of results clastogenic effects (Majer et al., 2005).

The Akhuryan River is the longest river in Armenia (186 m), originating at an altitude of 2023 m, flows out of the Arpilich Reservoir and flows into the Araks River. The Akhuryan River flowing in the north of the republic near the city of Gyumri. The presence of dams along the river, large-scale water releases from the Arpilich reservoir, and active economic activity in the catchment area create a rather complex ecological situation in the water area of the river ecosystem.

The aim of this work was biotesting the potential mutagenicity of water samples from the Akhuryan River in its upper reaches in the summer using bioassay Trad-MCN of the model test object *Tradescantia* (clone 02).

2. Material and methods

Sampling sites

Water samples were collected from five water sampling taken points along the Akhuryan River in the summer. The water samples site were labeled: A1 – source of the Akhuryan River; A2 – Mets Sepasar; A3 – Amasya Dzor; A4 – Jradzor; A5 – Akhurik (Fig.1). Three water samples were taken from each water intake point. The samples were collected at a depth of approximately 30-50 cm in three replicates per sampling site in 1 L pre-cleaned plastic bottles. Samples were stored at + 4° C until the assay was carried out. Purified tap water was used as a conditional background water sample (control).

Trad-MCN bioassay

To determine the mutagenicity level of the studied water samples, a micronucleus test (Trad/MCN) of the clone 02 of *Tradescantia* was used. The bioassay was carried out according to the standard protocol (Ma et al., 1994). The application of this assay allows recording the occurrence of chromosomal aberrations (acentric fragments or lagging chromosomes), which are registered as micronuclei (MCN) at the stage of early microspore tetrads of pollen mother cells at disturbances in the process of microsporogenesis (Mizik et al., 2011; 2013) (Fig.2). Young inflorescences of Tradescantia loaded into the studied water samples for 24 hours. Then young buds were removed and fixed in Carnoy's solution (3 ethyl alcohol: 1 acetic acid). The micronuclei appearance was fixed by observing 300 tetrads per slide, using an optical microscope (Motic Images Swift M10L) at 400x magnification. For each sample 3000 tetrads were analyzed. The following two marker test-criteria were taken into account: the frequency of tetrads with micronuclei (Tetr/MCN) and the frequency of micronuclei in tetrads (MCN/tetr). The micronuclei frequency was calculated per 100 tetrads.

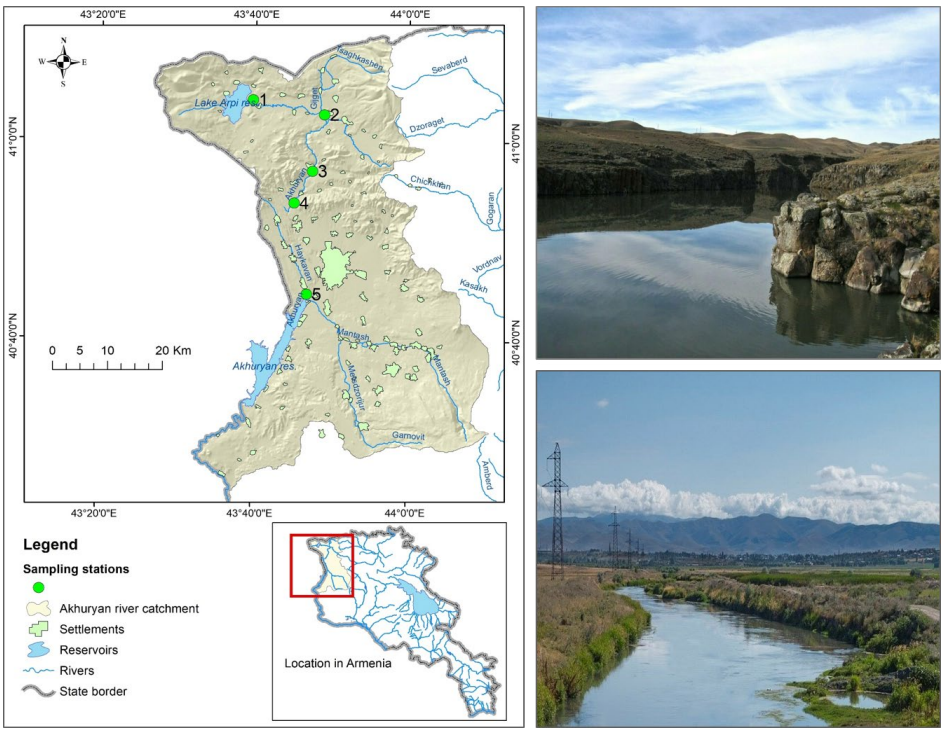


Fig.1. Map of water sampling sites and the Akhuryan River.

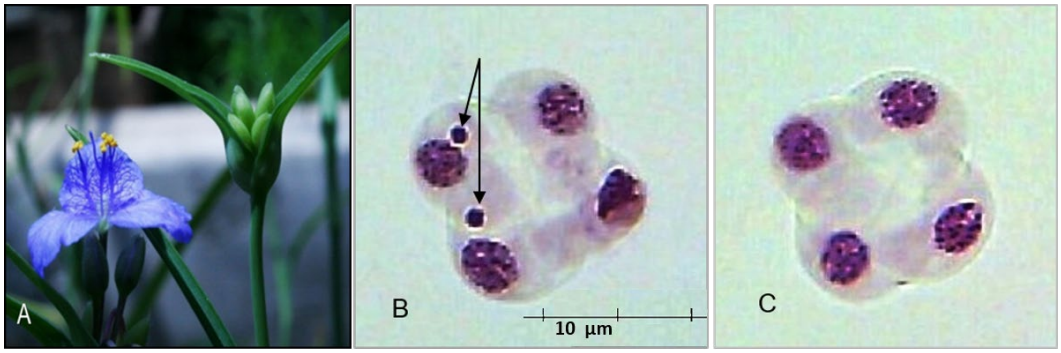


Fig.2. Flower and bud of *Tradescantia* (clone 02) (A), early pollen tetrads with MCN (arrow) (B) and without MCN (C).

Chemical and statistical analysis

When determining water quality, a combination of physical and chemical indicators and other properties are taken into account and therefore it is extremely necessary to chemical analyze the composition of the main components of the aquatic environment, especially in freshwater ecosystems. (OSPAR Commission, 2002; Current issues of water toxicology, 2004)

Water sampling was carried out by the Hydrobiology laboratory of the Scientific Center of Zoology and Hydroecology of the National Academy of Sciences of Armenia. Chemical analysis was carried out in the analytical laboratory of Hydrometeorology and Monitoring Center of the Ministry of Environment of Armenia. The results of the center are published in the form of seasonal and annual reports (http://mnp.am/en/environment/environmental-monitoring).

Some elements total concentration were measured: HCO_3, SO_4, NO_3, NO_2, NH_4, PO_4, F, N, Na, K, Mg, P, Ca, Mn, V, Fe, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Ti, As, Mo, Cd, Se.

Pearson correlation analysis was performed between the frequency of micronuclei and the concentration of chemical elements in the studied water samples. All obtained results were statistically processed using the Student *t*-test by the *Statgraphics Centurion 16.2* computer program (StatPoint Technologies, Inc. USA; Warrenton, VA).

3. Results and discussion

Tradescantia micronucleus bioassay is considered to be the most sensitive, as meiotic chromosomes are more susceptible to mutagens and toxins than mitotic ones. For study the level of clastogenicity of the aquatic environment, a test for micronuclei in the pollen mother cells of *Tradescantia* clone 02 (micronucleus assay – Trad-MCN) is used.

The study of clastogenic effects in sporogenous cells of *Tradescantia* showed a significant increase of the occurrence frequency of both test criteria (Tetr/MCN and MCN/tetr) in all studied water samples compared to the background level. (Fig.3).

The highest frequency of these test markers was observed in sample A5 (Akhurik), and exceeded the background level by 4–5 times ($p < 0.01$) respectively. A relatively low level of clastogenic effects was observed in water sample A1 (source of the Akhuryan River) and exceeded the background level by 2 times ($p < 0.05$).

In genetic monitoring, correlation analysis is an important statistical tool for determining the dependence of the frequency of genetic markers on the content of chemical components. A reliable positive correlation was shown between the marker criteria of the micronucleus test and the chemical components: HCO_3, CO_3, B, Mg, Ca, As, Se ($p < 0.01$) (Table 1).

The increase in the level of observed genetic effects, especially in the lower reaches of the studied section of the Akhuryan River trajectory, may be due to the unevenness of technogenic loads containing toxic components on the water area of the river ecosystem, as well as the seasonal specificity of pollution. Sampling point A5 (Akhurik) is located along the Akhuryan River after the large city of Gyumri. At the same time, this section is possibly subject to multifactorial anthropogenic impact under the influence of backflow from nearby irrigated lands and industrial and domestic wastewater entering the river network in this section of the river. All these factors make a significant contribution to the anthropogenic load on the quality of the Akhuryan River water.

Among the chemical elements with which a positive correlation was found, only the metalloid arsenic (As) has pronounced carcinogenic properties. Arsenic is a very strong biological xenobiotic, which has a toxic effect not only on plants, but also on other living organisms. (ATSDR, 2019). Also, according to the chemical composition of water samples, the concentration of arsenic at water sampling points A3, A4 and A5 exceeded the maximum permissible concentrations (MPC).

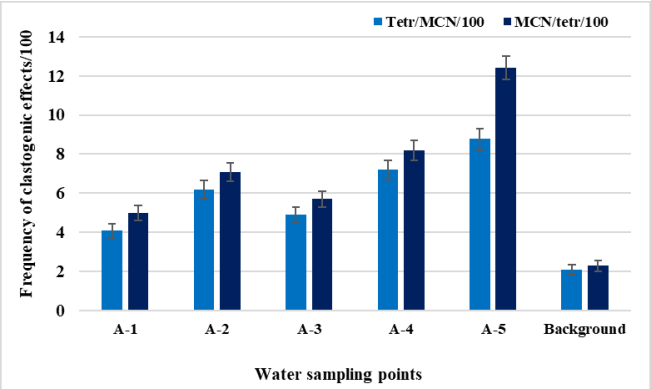


Fig.3. The level of clastogenicity of the Akhuryan River water samples Statistically significant at: $p < 0,01$.

Table 1. Correlation coefficient between micronucleus test criteria and concentration of chemical components

	HCO_3	CO_3	B	Se	Mg	Ca	As
MCN/tetrads	0.74*	0.74*	0.75*	0.58	0.64*	0.67*	0.74*
Tetrads/MCN	0.78*	0.81**	0.74*	0.63*	0.69*	0.71*	0.72*

Note: *– $p < 0,05$; **– $p < 0,01$

Dangerous concentrations of arsenic can accumulate in groundwater due to anthropogenic pollution and enter freshwater ecosystems. It is possible that in this case arsenic (along with other components) may have an indirect toxic effect by increasing the level of genetic effects in the sporogenous cells of Tradescantia.

The constant increase of pollutants in river waters, especially adjacent to regions with a high level of agricultural and industrial production, leads to the need and expediency of conducting constant eotoxicological monitoring of natural waters using reliable test systems and biomarkers, in this case, bioassays of *Tradescantia*, to assess the potential toxicological risk of pollutants present in water for the health of living organisms and humans.

4. Conclusion

According to the results of the study, an increase in the frequency of micronuclei formation, as a result of an increased degree of chromosome damage during microsporogenesis, indicates the presence of a clastogenic effect exerted by water samples of the river on sporogenous cells of *Tradescantia*. The increased clastogenic activity of the Akhuryan River water is apparently due to the unevenness of domestic and man-made loads, as well as the content of a complex of chemical and toxic components in the river water, especially outside the city of Gyumri.

The use of the Trad-MCN test of *Tradescantia* (clone 02) is appropriate for an adequate assessment of the mutagenicity level of freshwater (river) ecosystems.

Acknowledgements

This work was carried out jointly with the Hydrobiological laboratory of Scientific Center of Zoology and Hydroecology, in the framework of the research project by the Higher Education and Science Committee of RA (22RL-023).

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Aghajanyan E., Avalyan R., Atoyants A. et al. 2020. Assessing freshwater ecosystem using *Tradescantia model* test object. Water Air Soil Pollution 231–244: 1-8. DOI: 10.1007/s11270-020-4407-3

ATSDR. 2019. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Substance Priority List. CERCLA. URL: https://www.atsdr.cdc.gov/toxicological-profiles/about/index.html

Avalyan R.E., Aghajanyan E.F., Atoyants A.L. et al. 2021. Bioassay of water from river systems of Armenia. Theoretical and Applied Ecology 1: 97–103. DOI: 10.25750/1995-4301-2021-1-097-103

Campos Júnior E.O., Campos J.M.S., Dias R.J.P. et al. 2024. Novelties on *Tradescantia*: Perspectives on water quality monitoring. Chemosphere 368: 143-732. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143732

Crebelli R., Conti L., Monarca S. et al. 2005. Genotoxicity of the disinfection by-products resulting from peracetic acid- or hypochloritedisinfected sewage wastewater. Water Research 39: 1105–1113. DOI: 10.1016/j.watres.2004.12.029

Crispim B.A., Vaini J.O., Grisolia A.B. et al. 2012. Biomonitoring the genotoxic effects of pollutants on Tradescantia pallida (rose) DR hunt in Dourados, Brazil. Environmental Science and Pollution Research 19 (3): 718-723.

Current issues of water toxicology. 2004. In: Flerov B.A. (Ed.). Borok: Institute of Inland Water Biology, Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Dallakyan M.R., Asatryan V.L. 2021. Studying macrobenthic community and assessing the ecological status of the Tandzut River for improving hydrobiological monitoring system in Armenia. Ecosystem Transformation 4 (4): 24-31. DOI: 10.23859/estr-210522

Duan C.Q., Bin Hu Z.H., Wang C.H. et al. 1999. Tradescantia bioassays for the determination of genotoxicity of waters in the Panlong River, Kunming, People´s Republic of China. Mutation Research 426:127-131. DOI: 10.1016/s0027-5107(99)00054-8

Garcia A.C., Marcon A.E., Ferreira D.M. et al. 2011. Micronucleus study of the quality and mutagenicity of surface water from a semi-arid region. Journal of Environmental Monitoring 13 (12): 3301–3488. DOI: 10.1039/c1em10582e

Khosrovyan A., Avalyan R., Atoyants A. et al. 2022. Assessment of the mutagenic potential of the water of an urban river by means of two Tradescantia – based test systems. Mutation Research–Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis 876–877: 1–7. DOI: 10.1016/j.mrgentox.2022.503449

Kwasniewska J., Jaskola R., Maluszynska J. 2013. Cytogenic tests in the assessment of the genotoxicity of river. Water, Int.J.Environ.Research 7: 869-876. DOI: 10.22059/ijer.2013.668

Ma T.H., Cabrera G.L., Chen R. et al. 1994. Tradescantia micronucleus bioassay. Mutation Research 310: 220–230. DOI: 10.1016/0027-5107(94)90115-5

Ma T.H. 2001. *Tradescantia* micronucleus bioassay for detection of carcinogens. Folia Histochemica et Cytobiologica 39(2): 54-55.

Ma T.H., Cabrera G.L., Owens E. 2005. Genotoxic agents detected by plant bioassays. Reviews on Environmental Health 20: 1–13. DOI: 10.1515/reveh.2005.20.1.1

Majer B.J., Grummi N., Uhl M. et al. 2005. Use of plant bioassay for the detection of genotoxins in the aquatic environment. Acta hydrochimica et hydrobiologica 33: 45–55. DOI: 10.1002/aheh.200300557

Misik M., Ma T.H., Nersesyan A. et al. 2011. Micronucleus assays with Tradescantia pollen tetrads: an update. Mutagenesis 26 (1): 215–221. DOI: 10.1093/mutage/geq080

Mizik M., Pichler C., Rainer B. et al. 2013. Micronucleus Assay with Tetrad Cells of Tradescantia. In: Dhawan A., Bajpayee M.(eds.), Genotoxicity Assessment: Methods and Protocols,

Methods in Molecular Biology. New York: Springer Science, 1044: pp. 405–415. DOI: 10.1007/978-1-62703-529-3_22

Rocha A., Candido L.S., Pereira J. et al. 2018. Evaluation of vehicular pollution using the TRAD-MCN mutagenic bioassay with *Tradescantia pallida* (Commelinaceae) Environmental pollution 240: 440–447. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.091

Scalon M.C., Rechenmacher C., Siebel A.M. et al. 2013. Genotoxic potential and physicochemical parameters of Sinos River, southern Brazil. The Scientific World Journal 2013(1): 1-6. DOI: 10.1155/2013/209737

Survey on Genotoxicity Test Methods for the Evaluation of Waste Water within Whole EffluentAssessment. 2002. In: OSPAR Commission. URL: https://www.ospar.org/documents?v=6932

Vergolyas M.R., Goncharuk V.V. 2016. Evaluation of water quality control by using test organisms and their cells. Journal of Water Chemistry and Technology 38(1): 62–66.

Zeng D.M., Li Y., Lin Q.Q. 1999. Pollution monitoring of three rivers passing through Fuzhou City, People’s Republic of China. Mutation Research 426:159–161. DOI: 10.1016/s0027-5107(99)00061-5

The first results of DNA barcoding of freshwater Oligochaeta (Annelida) of the European North-East of Russia

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Baturina M.A.[1], Golubev M.A.[1,2], Bakashkina A.S.[1,2], Marchenko J.V.[1,2]

[1] *Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, 28 Kommunisticheskaya st., 167982 Syktyvkar, Russia*
[2] *Federal State Budgetary Educational Institution of Higher Education «Pitirim Sorokin Syktyvkar State University», 55 Oktyabrsky Ave., 167001 Syktyvkar, Russia*

ABSTRACT. Oligochaetes inhabiting freshwater ecosystems are considered promising indicators of ecological status due to their sensitivity to environmental changes. However, traditional identification based on morphological characteristics is often challenging. The application of molecular techniques, particularly DNA barcoding of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I (*cox1*) gene, improves the accuracy of species identification and enhances our understanding of oligochaete genetic diversity. This study presents new data on taxonomic and genetic diversity of aquatic oligochaetes (Annelida, Clitellata) from various freshwater bodies in the European North-East of Russia. A discrepancy was revealed between morphological (17 species) and molecular (26 genetic lineages) differentiation of taxa. Significant cryptic diversity was recorded in *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) and *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862, which were subdivided into 11 genetic lineages, with maximum intraspecific *cox1* distances reaching up to 26.1%. The presence of *Tasserkidrilus kessleri* (Hrabě, 1962), identified through molecular data, was recorded for the first time in the Vychegda River basin. The results confirm the high effectiveness of molecular approaches for studying biodiversity in northern freshwater ecosystems and provide a foundation for the development of a regional reference library of DNA barcodes.

Keywords: aquatic oligochaetes, DNA barcoding, *cox1*, European North-East Russia

For citation: Baturina M.A., Golubev M.A., Bakashkina A.S., Marchenko J.V. The first results of DNA barcoding of freshwater Oligochaeta (Annelida) of the European North-East of Russia // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 414-427. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-414

1. Introduction

Freshwater oligochaetes (Annelida: Oligochaeta), owing to their high sensitivity to various types of anthropogenic impact, are widely utilized in the ecological monitoring of aquatic ecosystems (Rodriguez and Reynoldson, 2011; Lafont et al., 2010; 2012; Vivien et al., 2014). Of particular significance in this context is the study of water bodies in the Northern European Russia – an extensive region characterized by diverse natural conditions and the presence of unique aquatic ecosystems. Despite its relative remoteness from major industrial centers, many catchment areas have been subjected to the influence of local and regional forms of economic activity, including timber harvesting, mineral extraction, wastewater discharge, and hydrological regime alterations. The application of molecular identification methods holds promise as a tool for biodiversity inventory and monitoring the state of the region's aquatic ecosystems.

Among aquatic oligochaetes, particular attention is paid to the family Naididae – the most diverse and ecologically significant group (Timm, 2017). Representatives of this family are widely distributed in freshwater ecosystems worldwide, including waterbodies of the European North-East of Russia (Popchenko, 1988; Baturina, 2007; 2022; Baturina and Fefilova, 2021). The high ecological plasticity of Naididae, including varying levels of tolerance to pollution, makes them important targets for bioindication. Consequently, developing reliable molecular identification methods constitutes a key objective for enhancing environmental monitoring programs (Lafont et al., 2010; 2012; Vivien et al., 2019; 2020a; 2020b).

The widespread use of oligochaetes in routine ecological assessment is often limited by difficulties in their precise species-level identification based on morphological characteristics (Lévêque et al., 2005), which compromises the accuracy of bioindication assessments

*Corresponding author.
E-mail address: baturina@ib.komisc.ru (M.A. Baturina)

Received: July 23, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

(Vivien et al., 2017). Progress in addressing this issue has been facilitated by the implementation of DNA barcoding methods, primarily based on the analysis of the mitochondrial cytochrome c oxidase I (*cox1*) gene. Comparing standardized DNA fragments with reference libraries enables rapid and accurate species identification, independent of specimen condition, thereby overcoming the limitations of traditional morphological approaches (Rougerie et al., 2009; Kvist et al., 2010; Martinsson et al., 2013).

For several regions, DNA reference databases of Oligochaeta are currently being developed, for example, Switzerland (Vivien et al., 2017) and Sweden (Erséus et al., 2023), and China (Zhou et al., 2021). For other territories, including Russia, such resources remain extremely limited. Given the regional specificity of species composition in northern waters, establishing comprehensive regional DNA barcode libraries represents an urgent task. This necessitates primary research aimed at identifying oligochaete species diversity using modern genetic methods. Such data are essential both for the fundamental understanding of the region's biological diversity and for developing effective environmental monitoring tools.

The aim of this study is to present the first DNA barcoding data for freshwater oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) from the European North-East of Russia.

2. Materials and methods

A defining characteristic of the landscapes within the European North-East of Russia is their high water saturation (Popchenko, 1988). Most of the samples in this study were collected from the Vychegda River basin (Fig. 1). The Vychegda River, the largest left tributary of the Severnaya Dvina (White Sea basin), flows through the taiga zone of the European North of Russia, within the territories of the Komi Republic and Arkhangelsk Oblast. Its total length is 1130 km, with a catchment area of 121 thousand km^2. The average density of the river network is 0.62 km/km^2. The total basin area comprises 122,770 km^2, and its geographical coordinates span latitudes from 59°55′ to 64°30′ N and longitudes from 46°30′ to 55°30′ E. Oligochaete samples were collected in various types of water bodies and the main river channel, during May-July 2021-2024. Additionally, several samples were taken from the Severnaya Dvina River (61°17′6″ N; 46°38′9″ E) in July 2024 and from water bodies in the Polar Ural (66°48′25″ N; 65°48′12″ E) in July 2023.

Oligochaete samples were collected using a handle blade trawl (Zinchenko et al., 2014) on gravel or sand substrates. Specimens were fixed in a 96 % ethanol. Morphological analysis was conducted using the «Hardware and Software Complex of Microscopy and Microanalysis (MCView)» (LOMO-Microsystems, Russia) and a «Nexcope NIB950FL-DIC v2» microscope (Novel Optics, China). Oligochaete specimens were identified to the finest possible taxonomic level (species, where feasible). Species determinations were based on existing taxonomic keys (Chekanovskaya, 1962; Timm, 2009) in accordance with the current classification of each group. Voucher specimens were deposited at the Institute of Biology, Komi Science Centre, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar.

Molecular genetic analysis of 151 oligochaete specimens was conducted based on nucleotide sequences of a fragment of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I (*cox1*) gene. The last 10–15 segments of each worm were placed in 10 μL of a 6% Chelex 100 solution, proteinase K was added, and samples were incubated for 30 minutes at 55 °C, followed by 15 minutes at 99 °C. Amplification and sequencing of the *cox1* fragments were performed at the Center for Collective Use "Molecular Biology" of the Institute of Biology, Komi Science Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, with a portion of DNA samples sequenced at Sintol LLC (Moscow). PCR amplification utilized the ScreenMix HS PCR premix (Eurogen, Russia), universal Metazoa primers (Folmer et al., 1994; Prosser, 2013), and a T100 thermal cycler (BioRad, USA). The PCR protocol included an initial denaturation step at 94 °C for 5 minutes, followed by four cycles of 90 °C for 30 seconds, 45 °C for 60 seconds, and 72 °C for 90 seconds; then 30 cycles of 90 °C for 30 seconds, 55 °C for 45 seconds, and 72 °C for 60 seconds; and a final elongation step at 72 °C for 5 minutes. The resulting sequences were submitted to the international molecular database NCBI GenBank.



Fig.1. Sample point map. Marked in grey are the sampling locations.

The *cox1* sequences obtained in our study were compared with GenBank (NCBI) sequences. In cases of unidentified sequences, an additional search was performed using BLAST analysis (http://blast.ncbi.nlm.nih.gov). All sequences have been registered in NCBI GenBank.

Initial processing of molecular data was performed using the Unipro UGENE software package (Okonechnikov et al., 2012). Nucleotide sequences were aligned using the ClustalO algorithm (Sievers et al., 2011). A phylogenetic tree with bootstrap support values (750 replicates) was constructed using the maximum likelihood method applying the optimal substitution model GTR + G + I, as calculated in MEGA X software (Nei and Kumar, 2000; Kumar et al., 2018). Genetic distances were also calculated in MEGA X using the Kimura 2-parameter (K2P) model (Kimura, 1980) for the purpose of comparison with previously published (Vivien et al., 2015; Vivien et al., 2017; Liu et al., 2017; Zhou et al., 2021).

Species delimitation was performed using the hierarchical clustering algorithm ASAP and ABGD (https://spartexplorer.mnhn.fr) with default settings. The final phylogenetic tree was edited using ITOL (https://itol.embl.de), where samples belonging to the same genetic cluster were grouped together. On the illustrated trees, the bootstrap values higher than 70 % are shown.

3. Results

A total of 151 oligochaete worm specimens from diverse aquatic habitats – including small lakes; small, medium, and large rivers – were sequenced. Morphological analysis assigned the specimens to two families: 149 to Naididae (11 – subfamily Naidinae, 138 – subfamily Tubificinae), 2 to Lumbriculidae (Table 1). Seventeen species were identified in total. The most abundantly represented taxa were: *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862 (73 specimens), *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) (34 specimens), and *Limnodrilus udekemianus* Claparède, 1862 (8 specimens) (Table 1).

Intraspecific genetic distances among the studied specimens exhibited considerable variation. The highest divergence was recorded for *Tubifex tubifex* (up to 26.1%), *Limnodrilus hoffmeisteri* (up to 25.7%), and *Limnodrilus udekemianus* (up to 13.5%). Conversely, the lowest distances (< 1%) were observed in *Tasserkidrilus kessleri* (0.3%) and *Potamothrix hammoniensis* (0.7%).

Based on the dataset partitioning using the ASAP algorithm of the data set (151 specimens, 17 species) delineated 26 robust genetic groups (Table 1, Fig. 2). Delimitation with the ABGD algorithm yielded, in our view, overestimated results, recovering 34 groups within the same dataset. Therefore, subsequent discussion relies on the ASAP results (Table 1, Fig. 2). Compared to morphological identifications, *T. tubifex*

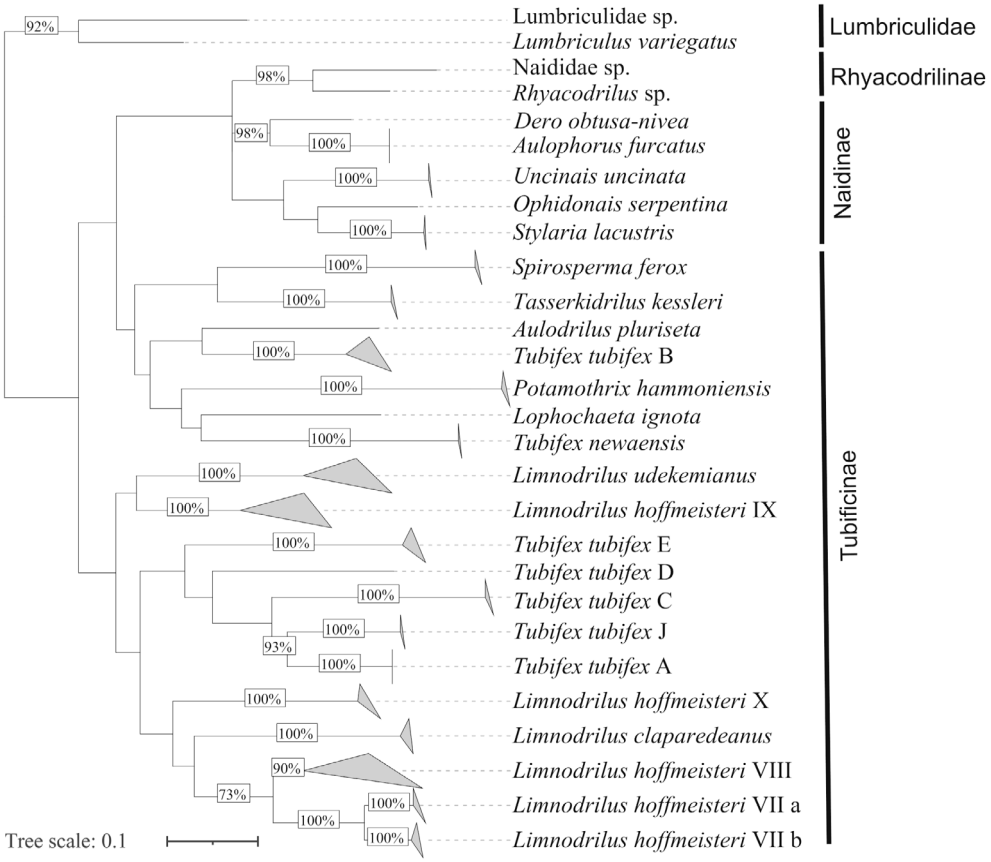


Fig.2. Maximum likelihood phylogenetic tree based on *cox1* gene sequences. The tree displays sequences partitioned by ASAP. Sequences of each group (Table 1) are collapsed into triangles, with the area of the triangle proportional to intragroup distances. Bootstrap support values >70% are shown at nodes.

Table 1. Genetic groups delimited by the ASAP algorithm. For each group, the number of specimens, maximum intragroup *cox1* variability, and minimum intergroup *cox1* variability are provided.

Name of the taxon	Specimens	Maximum *cox1* intralineage variability (%)	Mean *cox1* intralineage variability (%)	Minimum *cox1* interlineage variability (%)	Accession number of Genbank
Tubifex tubifex A	4	0.0	0.0	14.7	PV167186, PV168425, PV168432, PV583595
Tubifex tubifex B	13	5.5	2.9	21.9	PV167187, PV168422, PV168423, PV168427-PV168429, PV168430, PV168433, PV168436, PV168437, PV583594, PV943483, PV943484
Tubifex tubifex C	5	0.9	8.6	19.1	PV167192, PV168419, PV168420, PV168421, PV168435
Tubifex tubifex D	1	0.0	0.0	20.0	PV168434
Tubifex tubifex E	7	3.1	1.6	21.3	PV167185, PV167193, PV167194, PV168424, PV168426, PV168431, PV168438
Tubifex tubifex J	4	0.5	0.3	14.7	PV167188-PV167191
Tubifex newaensis	3	0.4	0.2	23.1	PV688125, PV939129, PV939130
Lophochaeta ignota	1	0.0	0.0	21.9	PV939125
Tasserkidrilus kessleri	3	0.5	0.3	21.9	PV939131-PV939133
Limnodrilus hoffmeisteri VII a	47	1.5	0.1	8.7	PQ656725-PQ656728, PQ656730, PQ656732-PQ656734, PQ656737, PQ656738, PQ656740, PQ656742, PQ656764-PQ656767, PQ656769, PQ656770, PQ656772-PQ656784, PQ656786-PQ656790, PQ656793, PQ658046-PQ658051, PQ658053-PQ658055, PV939138, PV939139
Limnodrilus hoffmeisteri VII b	9	1.7	0.6	8.7	PQ656723, PQ656731, PQ656771, PQ656785, PQ658052, PV939134-PV939137
Limnodrilus hoffmeisteri VIII	7	16.4	10.6	17.5	PQ656735, PQ656739, PQ656791, PQ656792, PV939140, PV939141, PV943482
Limnodrilus hoffmeisteri IX	5	11.9	5.1	20.7	PQ656724, PQ656729, PQ656741, PQ656763, PV939142
Limnodrilus hoffmeisteri X	5	2.8	1.2	20.9	PV939143-PV939147
Limnodrilus claparedeanus	5	2.2	1.6	21.1	PV939148-PV939152
Limnodrilus udekemianus	8	13.5	9.7	21.9	PQ656736, PQ656762, PQ656768, PV939153-PV939157
Spirosperma ferox	2	0.7	0.7	23.9	PV939158, PV939159
Potamothrix hammoniensis	6	1.2	0.7	23.5	PV939160-PV939165
Aulodrilus pluriseta	1	0.0	0.0	22.2	PV939127
Rhyacodrilus sp.	1	0.0	0.0	18.9	PV943480
Naididae sp.	1	0.0	0.0	19.3	PV943481
Aulophorus furcatus	3	0.0	0.0	13.4	PV939166-PV939168
Dero obtusa-nivea	1	0.0	0.0	13.4	PV939124
Stylaria lacustris	2	0.3	0.3	14.8	PV939169, PV939170
Uncinais uncinata	4	0.3	0.2	15.0	PV939171-PV939174
Ophidonais serpentina	1	0.0	0.0	14.8	PV939128
Lumbriculidae sp.	1	0.0	0.0	23.3	PV939123
Lumbriculus variegatus	1	0.0	0.0	19.7	PV939126

comprised six distinct lineages (A, B, C, D, E, J), while *L. hoffmeisteri* resolved into five groups (VIIa, VIIb, VIII, IX, X). The remaining specimens clustered into 15 genetic groups congruent with morphological assignments, as illustrated in Fig. 2.

Among the 26 genetic groups identified across the studied waterbodies of the European North-East Russia, all were represented in the NCBI GenBank database from other geographical regions. Exceptions included Oligochaeta sp. (attributed to family Lumbriculidae via BLAST analysis) and Naididae sp., which showed highest similarity to *Rhyacodrilus* sp. (GenBank: PP137071, Sweden). Two taxa - *Dero* sp. and *Tasserkidrilus kessleri* were exclusively identified through molecular methods. *Dero* sp. exhibited identical *cox1* sequences to *Dero nivea* (GenBank: PP136348, Sweden) and *Dero obtusa* (GenBank: AF534838, USA). Immature Tubificinae specimens possessing hair chaetae were genetically assigned to *Tasserkidrilus kessleri*, matching reference sequences of this species (GenBank: PP137164, Netherlands).

For the delineated genetic groups, minimum intergroup genetic distances ranged from 8.7% to 23.9% (Table 1), indicating a high degree of genetic differentiation. Maximum intragroup distances (Table 1) varied between 0.0% and 16.4%. Most groups exhibited maximum intragroup distances below 1%, including taxa such as *Tubifex tubifex* lineages A, D, J, *Tubifex newaensis*, *Spirosperma ferox*, and *Aulophorus furcatus*. The highest values were recorded for *Limnodrilus hoffmeisteri* lineages VIII and IX, and *L. udekemianus*, correlating with elevated mean intragroup distances (Table 1).

4. Discussion

The present study confirms the efficacy of the mitochondrial *cox1* gene as a standard marker for DNA barcoding of aquatic oligochaetes. Application of the ASAP method delineated 26 genetic groups, exceeding the number of morphologically identified taxa (17 species). This discrepancy is partly attributable to a high proportion of morphologically unidentifiable immature specimens and, concurrently, to extensive cryptic diversity previously documented in *Tubifex tubifex* (Sturmbauer et al., 1999), *Lumbriculus variegatus* (Gustafsson et al., 2009), and *Limnodrilus hoffmeisteri* (Liu et al., 2017). Furthermore, genetic analysis enabled the identification of several taxa (*Tasserkidrilus kessleri*, *Rhyacodrilus* sp., Lumbriculidae sp.) that remained undetected when only morphological characteristics were used.

The *cox1* analysis results presented in Table 1 demonstrated high minimum intergroup distances (ranging from 8.7% to 23.9%) between most lineages, indicating their genetic distinctness. Particularly illustrative is the case of *Limnodrilus hoffmeisteri*, for which lineages VIIa and b, VIII, IX, and X, corresponding to those previously described in other countries (Liu et al., 2017), were identified within the studied area. A similar pattern is observed in the *T. tubifex* A–J complex, which likewise exhibits intricate intragroup and intergroup relationships. The lineages of both species, lacking consistent morphological distinctions, likely represent cryptic species complexes identifiable solely at the molecular level, as evidenced by the high intraspecific diversity. However, confirmation of this hypothesis requires the application of an integrative approach combining molecular, morphological, and eco-geographical data. DNA barcoding proves indispensable for ecological monitoring. The detection of cryptic complexes exhibiting differential pollution sensitivity (e.g., to Cd in *T. tubifex* lineages) enhances the precision of biomonitoring (Sturmbauer et al., 1999; Gustafsson et al., 2009).

The majority of groups, including *T. tubifex* lineages A, D, J, *Tubifex newaensis*, *Spirosperma ferox*, and *Aulophorus furcatus*, are characterized by low intragroup distances (<1%) and a zero mean distance (Table 1), signifying their genetic homogeneity.

Conclusions regarding monophyly or polyphyly in our study are not possible. At this stage, the data are limited by the number of samples and genes. For certain taxa, additional sampling is required; as in certain cases, the inferred phylogeny is not supported by statistical methods (bootstrap support < 70%).

The application of molecular methods enabled us to obtain new data. All oligochaete lineages identified in our study are likely to occur in other countries, particularly within European waters. Several species, such as *Tasserkidrilus kessleri*, exhibit notable biogeographic histories. According to Timm (1989), this species was originally described from Lake Onega but also occurs in Central and Eastern Europe, including the basins of Lake Baikal, the Angara River, the Caspian Sea, and even the Laurentian Great Lakes in North America. This species has been recorded for the first time in the Komi Republic, specifically within the Vychegda River basin.

Based on comparison with GenBank, the *Dero* sp. lineage may correspond to either *D. obtusa* or *D. nivea*. Differentiation between these two species based on chaetae morphology is challenging, as they have very similar descriptions regarding the number and shape of ventral and dorsal chaetae and can be mistaken for one another (Chekanovskaya, 1962). As is known (Smith, 1985), in the case of *D. digitata* (Müller, 1774) and *D. nivea*, qualitative traits have already been shown to be unreliable due to their intra- and interspecific variability. *D. obtusa* and *D. nivea* differ in the shape of the branchial disc (Timm, 2009). However, on our slides, we were unable to examine this feature as the posterior part of the specimen was used for genetic analysis. In Russia, *D. nivea* has not been previously reported (Chekanovskaya, 1962), although it is described as cosmopolitan (Timm, 2009). Thus, at this stage, the question of identifying the *Dero* sp. remains unresolved

Furthermore, unique genetic lineages (Lumbriculidae sp., *Rhyacodrilus* sp.) were identified in Northern European waterbodies. The absence of similar sequences in GenBank suggests their potential endemism, warranting further study.

Our results provide a foundation for establishing a *cox1* reference library for waterbodies in the European North-East of Russia, enabling rapid speci-

men oligochaetes classification for ecotoxicological studies and biodiversity assessments.

5. Conclusion

The present study demonstrated that the application of molecular genetic approaches, particularly the analysis of the mitochondrial *cox1* gene, significantly enhances our understanding of species and intraspecific structure of aquatic oligochaete communities in freshwater ecosystems of the European North-East of Russia. The results revealed pronounced cryptic diversity in several widespread taxa, such as *Tubifex tubifex* and *Limnodrilus hoffmeisteri*. Previously unrecognized genetic lineages were identified, including potentially endemic forms, highlighting the importance of an integrative approach to biodiversity assessment. Despite certain sampling limitations for some taxa, the obtained data lay the groundwork for the development of a regional reference sequence database and further taxonomic clarification of problematic groups. The identification of taxa that cannot be distinguished using morphological traits confirms the practical value of DNA barcoding for diagnostic and biomonitoring purposes, particularly in ecologically vulnerable northern regions. Promising directions for future research include expanding geographic coverage, incorporating nuclear markers, and conducting comprehensive comparisons with ecological and toxicological data, which will enable a more accurate interpretation of the ecological roles of different oligochaete lineages in freshwater ecosystem functioning.

Funding and acknowledgments

The study was supported by the Russian Science Foundation, grant No. 24-24-00121 (https://rscf.ru/project/24-24-00121)

The authors thank I.O. Velegzhaninov, Senior Researcher of the Radioecology Department at the Institute of Biology, Komi Science Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, for his advisory assistance in conducting the molecular genetic analysis.

Conflict of interest

The authors declare that they have no conflicts of interest

References

Baturina M. 2007. Oligochaeta of the Pechora River Basin, Russia. Acta Hydrobiologica Sinica 31: 36-46.

Baturina M.A. 2022. Community structure of oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) of the Vychegda River in the zone of influence of wastewater from pulp and paper production. Contemporary Problems of Ecology 15 (6): 693-706. DOI: 10.1134/S1995425522060038

Baturina M.A., Fefilova E.B. 2021. Estimating the biodiversity level of the Pechora River Delta freshwater ecosystems by the structure of bottom communities of Cladocera, Copepoda, and Oligochaeta. Inland Water Biology 14(6): 709-721. DOI: 10.1134/S199508292106002X

Chekanovskaya O.V. 1962. Vodnye maloshchetinkovye chervi fauny SSSR [Aquatic oligochaete worms of fauna of the USSR]. Moscow-Leningrad: The USSR Academy of Sciences. (in Russian)

Erséus Ch., Klinth M., Martinsson S. 2023. Etablering av bibliotek av DNA-streckkoder fran svenska gördelmaskar (Annelida). Stockholm: Naturvardsverket.

Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular Marine Biology and Biotechnology 3: 294-299.

Gustafsson D., Price D., Erséus C. 2009. Genetic variation in the popular lab worm *Lumbriculus variegatus* (Annelida: Clitellata: Lumbriculidae) reveals cryptic speciation. Molecular Phylogenetics and Evolution 51 (2): 182-189. DOI: 10.1016/j.ympev.2008.12.016

Kimura M. 1980. A Simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. Journal of Molecular Evolution 16: 111-120. DOI: 10.1007/BF01731581

Kumar S., Stecher G., Li M. et al. 2018. MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across computing platforms. Molecular Biology and Evolution 35: 1547-1549. DOI: 10.1093/molbev/msy096

Kvist S., Sarkar I.N., Erséus C. 2010. Genetic variation and phylogeny of the cosmopolitan marine genius Tubificoides (Annelida: Clitellata: Naididae: Tubificinae). Molecular Phylogenetics and Evolution 57: 687-702. DOI: 10.1016/j.ympev.2010.08.018 PMID: 20801225

Lafont M., Jézéquel C., Vivier A. et al. 2010. Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. Ecohydrology and Hydrobiology 10: 3-11. DOI: 10.2478/v10104-009-0047-3

Lafont M., Tixier G., Marsalek J. et al. 2012. From research to operational biomonitoring of freshwaters: a suggested conceptual framework and practical solutions. Ecohydrology and Hydrobiology 12: 9-20. DOI: 10.2478/v10104-012-0004-4

Leveque Ch., Balian E.V., Martens K. 2005. An assessment of animal species diversity in continental waters. Hydrobiologia 542: 39-67. DOI: 10.1007/s10750-004-5522-7

Liu Y., Fend S.V., Martinsson S. et al. 2017. Extensive cryptic diversity in the cosmopolitan sludge worm *Limnodrilus hoffmeisteri* (Clitellata, Naididae). Organisms, Diversity and Evolution 17: 477-495. DOI: 10.1007/s13127-016-0317-z

Martinsson S., Achurra A.M., Svensson M. et al. 2013. Integrative taxonomy of the freshwater worm *Rhyacodrilus falciformis* s.l. (Clitellata: Naididae), with the description of a new species. Zoologica Scripta 42(6):612-622. DOI: 10.1111/zsc.12032

Nei M., Kumar S. 2000. Molecular Evolution and Phylogenetics. New York: Oxford University Press.

Okonechnikov K., Golosova O., Fursov M. et al. 2012. Unipro UGENE: a unified bioinformatics toolkit. Bioinformatics 28: 1166-1167. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts091

Popchenko V.I. 1988. Aquatic Oligochaeta of the Northern Europe. Leningrad: Nauka. (in Russian)

Prosser S. 2013. A new set of primers for COI amplification from freshwater microcrustaceans. Molecular Ecology Resources 13: 1151-1155. DOI: 10.1111/1755-0998.12132

Rodriguez P., Reynoldson T.B. 2011. The pollution biology of aquatic oligochaetes. Dordrecht: Springer Science + Business Media

Rougerie R., Decaëns T., Deharveng L. et al. 2009. DNA barcodes for soil animal taxonomy. Pesquisa Agropecuária Brasileira 44: 789-801. DOI: 10.1590/S0100-204X2009000800002

Sievers F., Wilm A., Dineen D.G. et al. 2011. Fast, scalable generation of high-quality protein multiple sequence

alignments using Clustal Omega. Molecular Systems Biology 7: 539. DOI: 10.1038/msb.2011.75

Smith M.E. 1985. Setal Morphology and Its Intraspecific Variation in *Dero digitata* and *Dero nivea* (Oligochaeta:Naididae). Transactions of the American Microscopical Society 104 (1): 45-51.

Sturmbauer Ch., Opadiya G.B., Niederstatter H. et al. 1999. Mitochondrial DNA reveals cryptic oligochaete species differing in cadmium resistance. Molecular Biology and Evolution 16(7): 967-974.

Timm T. 1989. *Tasserkidrilus acäpillatus* (Finogenova, 1972) in lake Peipsi, with a revision of the genus *Tasserkidrilus* Holmquist, 1985 (Oligochaeta, Tubificidae). Proceedings of the Academy of Sciences of the Estonian SSR. Biology 38 (1): 52-60. DOI: 10.3176/biol.1989.1.08

Timm T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. Lauterbornia 66: 1-235.

Timm T. 2017. Aquatic microdrile Oligochaeta (Annelida, Clitellata): New nominal taxa and combinations since 1984. Zootaxa 4282 (3): 401-452. DOI: 10.11646/zootaxa.4282.3.1

Vivien R., Tixier G., Lafont M. 2014. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. Ecohydrology and Hydrobiology 14: 142-51. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2014.03.003

Vivien R., Wyler S., Lafont M. et al. 2015. Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: implications for biomonitoring. PLOS One 10 (4): e0125485. DOI: 10.1371/journal.pone.0125485

Vivien R., Holzmann M., Werner I. et al. 2017. Cytochrome c oxidase barcodes for aquatic oligochaete identification: development of a Swiss reference database. PeerJ Life and Environment 5: e4122(2) DOI: 10.7717/peerj.4122

Vivien R., Apothéloz-perret-Gentil L., Pawlowski J. et al. 2019. Testing different (e)DNA metabarcoding approaches to assess aquatic oligochaete diversity and the biological quality of sediments. Ecological Indicators 106: 105453. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105453

Vivien R., Martinez M.C., Lafont M. et al. 2020. Effect thresholds of metals in stream sediments based on in situ oligochaete communities. Environments 7 (4): 1-15. DOI: 10.3390/environments7040031

Vivien R., Apothéloz-perret-Gentil L., Pawlowski J. et al. 2020. High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. Scientific Reports 10: 1-9. DOI: 10.1038/s41598-020-58703-2

Zhou T., Jiang W., Wang H. et al. 2021. DNA barcoding of Naididae (Annelida, Oligochaeta), based on cytochrome C oxidase gene and ITS2 region in China. Biodiversity Data Journal 9: e73556. DOI: 10.3897/BDJ.9.e73556

Zinchenko T.D., Gladyshev M.I., Makhutova O.N. et al. 2014. Saline rivers provide arid landscapes with a considerable amount of biochemically valuable production of chironomid (Diptera) larvae. Hydrobiologia 722: 115-128. DOI: 10.1007/s10750-013-1684-5

Оригинальная статья

Первые результаты ДНК-баркодирования пресноводных олигохет (Annelida, Oligochaeta) Европейского Северо-Востока России

Батурина М.А.[1], Голубев М.А.[1,2], Бакашкина А.С.[1,2], Марченко Ю.В.[1,2]

[1] *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 28 ул. Коммунистическая, 167982 Сыктывкар, Россия*
[2] *ФГБОУ ВО «Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина», Октябрьский проспект, 55, 167001, Сыктывкар, Россия*

АННОТАЦИЯ. Олигохеты, обитающие в пресных водоёмах, рассматриваются как перспективные индикаторы экологического состояния водных экосистем, но их традиционная идентификация на основе морфологических признаков часто затруднительна. Использование молекулярных методов, в частности последовательностей нуклеотидов фрагмента гена первой субъединицы цитохромоксидазы (*cox1*) митохондриальной ДНК, позволяет повысить точность определения видовой принадлежности и расширить представление о генетическом разнообразии олигохет. В представленной работе приведены первые результаты анализа генетической структуры водных олигохет (Annelida, Clitellata) из ряда водоёмов Европейского Северо-Востока России. Обнаружено несоответствие между морфологической (17 видов) и молекулярной (26 генетических групп) дифференциацией таксонов. Для видов *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) и *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862 зафиксировано значительное криптическое разнообразие, проявляющееся в разделении на 11 генетических линий с внутривидовыми расстояниями по *cox1* до 26.1%. Для бассейна р. Вычегда впервые отмечено присутствие *Tasserkidrilus kessleri* (Hrabě, 1962), идентифицированного молекулярными методами. Полученные данные подтверждают эффективность интегрированного подхода в исследованиях биоразнообразия северных пресноводных экосистем и формируют основу для создания региональной библиотеки эталонных ДНК-последовательностей.

Ключевые слова: пресноводные олигохеты, баркодирование ДНК, *cox1,* Европейский Северо-Восток России

Для цитирования: Батурина М.А., Голубев М.А., Бакашкина А.С., Марченко Ю.В. Первые результаты ДНК-баркодирования пресноводных олигохет (Annelida, Oligochaeta) Европейского Северо-Востока России // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 414-427. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-414

1. Введение

Пресноводные олигохеты (Annelida: Oligochaeta) благодаря высокой чувствительности к различным типам антропогенного воздействия широко используются в экологическом мониторинге водных экосистем (Rodriguez and Reynoldson, 2011; Lafont et al., 2010; 2012; Vivien et al., 2014).

Особую значимость в этом контексте представляет изучение водоемов Европейского Северо-Востока России – обширного региона, характеризующегося разнообразием природных условий и наличием уникальных водных экосистем. Несмотря на относительную удаленность от крупных промышленных центров, на многие участки водосборов продолжают оказывать влияние локальные и региональные формы хозяйственной деятельности, включая вырубку лесов, добычу полезных ископаемых, сброс сточных вод и изменение гидрологического режима. Применение молекулярных методов идентификации представляет собой перспективный инструмент для инвентаризации биоразнообразия и мониторинга состояния водных экосистем региона.

Особое внимание уделяется семейству Naididae – наиболее разнообразной и экологически значимой группе (Timm, 2017), представители которой широко распространены в пресноводных экосистемах по всему миру, включая водоемы Европейского Северо-Востока России (Попченко, 1988; Baturina, 2007; 2022; Baturina and Fefilova, 2021). Высокая экологическая пластичность Naididae, включая различную степень толерантно-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: baturina@ib.komisc.ru (М.А. Батурина)

Поступила: 23 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

сти к загрязнению, делает их важными объектами для биоиндикации. Следовательно, разработка надежных методов их молекулярной идентификации является ключевой задачей для совершенствования программ экологического мониторинга (Lafont et al., 2010; 2012; Vivien et al., 2020a; 2019; 2020b).

Широкое использование олигохет в рутинной экологической оценке часто ограничивается трудностями их точной идентификации до уровня вида на основе морфологических признаков (Leveque et al., 2005), что снижает точность биоиндикационных оценок (Vivien et al., 2017). Прогресс в решении этой проблемы стал возможен благодаря внедрению методов ДНК-штрихкодирования, в первую очередь на основе анализа митохондриального гена цитохром-с-оксидазы I (*cox1*). Сравнение стандартных участков ДНК с референсными библиотеками позволит проводить быструю и точную видовую идентификацию, независимо от состояния особей, преодолевая ограничения традиционных морфологических подходов (Rougerie et al., 2009; Kvist et al., 2010; Martinsson et al., 2013).

Для ряда регионов на сегодняшний день уже создаются ДНК-референсные базы олигохет, например, Швейцария (Vivien et al., 2017), Швеция (Erséus et al., 2023), Китай (Zhou et al., 2021). Для других территорий, включая Россию, такие ресурсы все еще крайне ограничены. Учитывая региональную специфику видового состава северных водоемов, создание полноценных региональных библиотек ДНК-штрихкодов весьма актуально. Это определяет необходимость проведения первичных исследований, направленных на идентификацию видового разнообразия олигохет с применением современных генетических методов. Такие данные критически важны как для фундаментального понимания биологического разнообразия региона, так и для разработки эффективных инструментов экологического мониторинга.

Целью данного исследования является представление первых данных ДНК-штрихкодирования пресноводных олигохет (Annelida: Oligochaeta) Европейского Северо-Востока России.

2. Материалы и методы

Характерной чертой ландшафтов территории европейского Севера является большая насыщенность водами (Попченко, 1988). Основной объем образцов получен нами из бассейна р. Вычегда (Рис. 1). Река Вычегда, крупнейший левый приток Северной Двины (бассейн Белого моря), течет в таежной зоне Европейского Северо-Востока России, на территории Республики Коми и Архангельской области. Её общая длина – 1130 км, площадь водосбора – 121 тыс. км^2. Средняя густота речной сети – 0,62 км/км^2. Общая площадь бассейна составляет 122 770 км^2, а географические координаты охватывают широты от 59°55′ до 64°30′ с.ш. и долготы от 46°30′ до 55°30′ в.д. Образцы олигохет собирались в мае-июле 2021-2024 г. в водоемах различного типа и в основном русле реки. Дополнительно, несколько проб было отобрано из р. Северная Двина (61°17′6″ с.ш.; 46°38′9″ в.д.) в июле 2024 г. и водоемов Полярного Урала (66°48′25″ с. ш.; 65°48′12″ в.д.) в июле 2023 г.

Пробы олигохет отбирали гидробиологическим скребком (Zinchenko et al., 2014) на гравийных или песчаных грунтах. Собранные экземпляры фиксировали в 96 % спирте. Морфологический анализ проводили с использованием «Аппаратно-программного комплекса микроскопии и микроанализа (MCView)» (LOMO-Microsystems, Россия) и микроскопа «Nexcope NIB950FL-DIC v2» (Novel Optics, Китай). Образцы олигохет были идентифицированы до самого низкого уровня (вид, если возможно), на основе существующих определительных ключей (Чекановская, 1962; Timm, 2009) в соответствии с современной классификацией. Эталонные образцы хранятся в коллекции Института биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар.

Молекулярно-генетический анализ 151 образца олигохет проводили на основе последовательности нуклеотидов фрагмента гена первой субъединицы цитохромоксидазы (*cox1*) митохондриальной ДНК. Последние 10-15 сегментов червя помещали в 10 мкл 6 % раствора Chelex 100, добавляли протеиназу-К и инкубировали в течение 30 мин при 55 °С, затем в течение 15 мин при 99 °С.



Рис.1. Карта-схема отбора проб. Серым отмечены места отбора проб.

Амплификацию и секвенирование фрагментов *cox1* проводили в ЦКП «Молекулярная биология» Института биологии Коми НЦ УрО РАН, часть образцов ДНК секвенировали в ООО «Синтол» (Москва). Для амплификации использовали готовую смесь для ПЦР ScreenMix HS (Евроген, Россия), универсальные для всех Metazoa праймеры (Folmer et al., 1994; Prosser, 2013) и термоциклер T100 (BioRad, США). Реакцию проводили в следующем режиме: начальная денатурация – 5 мин при 94 °C, следующие четыре цикла по схеме: 90 °C (30 с), 45 °C (60 с), 72 °C (90 с); затем 30 циклов по схеме: 90 °C (30 с), 55 °C (45 с), 72 °C (60 с); конечная элонгация – 5 мин при 72 °C. Первичная обработка молекулярно-генетических данных проводилась с помощью программного пакета Unipro UGENE (Okonechnikov et al., 2012). Нуклеотидные последовательности выравнивали с помощью алгоритма ClustalO (Sievers et al., 2011). Полученные в нашем исследовании последовательности *cox1* сравнивались с последовательностями GenBank (NCBI). В случае неидентифицированных последовательностей осуществляли дополнительный поиск с помощью инструмента BLAST (http://blast.ncbi.nlm.nih.gov). Все последовательности зарегистрированы в международной базе молекулярных данных GenBank.

Филогенетическое древо с расчетом бутстреп-поддержек узлов ветвления (750 репликаций) строилось по алгоритму максимального правдоподобия с применением рассчитанной оптимальной модели – GTR+G+I в программном обеспечении MEGA X (Nei and Kumar, 2000; Kumar et al., 2018). Генетические дистанции рассчитывались также в программном обеспечении MEGA X с применением двухпараметрической модели Кимуры K2P (Kimura, 1980) с целью сравнения с опубликованными ранее (Vivien et al., 2015; Vivien et al., 2017; Liu et al., 2017; Zhou et al., 2021).

Для выделения границ видов использовали алгоритмы иерархической кластеризации ASAP и ABGD (https://spartexplorer.mnhn.fr) со стандартными настройками. Финальная редакция филогенетического дерева осуществлялась в ITOL (https://itol.embl.de). Образцы, относящиеся к одной генетической группе, были сведены вместе. На проиллюстрированных деревьях показаны значения бутстреп-поддержки выше 70%.

3. Результаты

Всего был секвенирован 151 образец олигохет из водоемов различного типа: малые озера; малые, средние, крупные реки. Согласно морфологическому анализу образцы принадлежали к двум семействам: 149 образцов к сем. Naididae (11 – п/сем. Naidinae, 138 – п/сем. Tubificinae), 2 – к сем. Lumbriculidae (Таблица 1). Всего идентифицировано 17 видов. Наиболее многочисленно были представлены: *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862 – 73 особей; *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) - 34 особи; *Limnodrilus udekemianus* Claparède, 1862 – 8 особей. (Таблица 1).

Внутривидовые дистанции для изученных образцов сильно варьировали. Для видов *T. tubifex* (до 26.1 %), *L. hoffmeisteri* (до 25.7 %), *L. udekemianus* (до 13.5 %) выявлены наиболее высокие дистанции. Наименьшие дистанции (менее 1 %) отмечены для видов *Tasserkidrilus kessleri* (Hrabě, 1962) (0.3 %) и *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen, 1901) (0.7 %).

По результатам разделения набора данных алгоритмом ASAP (151 образец, 17 видов) было выделено 26 устойчивых генетических групп. Делимитация алгоритмом ABGD приводит к завышенным, по нашему мнению результатам, выделяя 34 группы в этом же наборе данных. Поэтому далее результаты обсуждаются, опираясь на ASAP (Таблица 1, Рис. 2). Так, в сравнении с морфологическим описанием, для *T. tubifex* получено 6 групп (A, B, C, D, E, J), для *L. hoffmeisteri* – 5 групп (VII a и b, VIII, IX, X). Остальные образцы разделились на 15 групп, соответствующих морфологическому описанию, что показано на Рис. 2.

Из 26 генетических групп, установленных для изученных водоемов на территории Европейского Северо-Востока России, все присутствовали в базе данных NCBI Genbank из других стран. За исключением двух видов: Oligochaeta sp., который по результатам BLAST анализа может быть отнесен к сем. Lumbriculida, и Naididae sp., который наиболее сходен с *Rhyacodrilus* sp. (GenBank: PP137071, Швеция). Два вида (*Dero* sp. и *Tasserkidrilus kessleri*) определены только молекулярным методом. Вид *Dero* sp. идентичен с *Dero nivea* Aiyer, 1929 (GenBank: PP136348, Швеция) и *Dero obtusa* Udekem, 1855 (GenBank: AF534838, США). Незрелые особи Tubificinae sp. с волосными щетинками идентифицированы как *Tasserkidrilus kessleri*, образцы соответствовали *T. kessleri* (GenBank: PP137164, Нидерланды).

Для выделенных генетических групп минимальные межгрупповые генетические дистанции варьировали от 8.7 % до 23.9 % (Таблица 1), демонстрируя высокий уровень генетической дифференциации.

Максимальные внутригрупповые дистанции (Таблица 1) изменялись от 0.0 % до 16.4 %. У большинства значения максимального внутригруппового расстояния составляли менее 1%, включая такие таксоны как *T. tubifex* линии A, D, J, *Tubifex newaensis* (Michaelsen, 1903), *Spirosperma ferox* Eisen, 1879, *Aulophorus furcatus* (Oken, 1815). Наибольшие значения отмечались для *L. hoffmeisteri* линии VIII, IX и *L. udekemianus* и коррелировали со средними внутригрупповыми дистанциями (Таблица 1).

4. Обсуждение

Настоящее исследование подтверждает эффективность использования митохондриального гена *cox1* в качестве стандартного маркера для ДНК-штрихкодирования водных олигохет. Применение метода ASAP позволило выделить 26 генетических групп, что превышает количество таксонов, определённых морфологически (17 видов). Это расхождение объясняется, с одной стороны, высокой долей

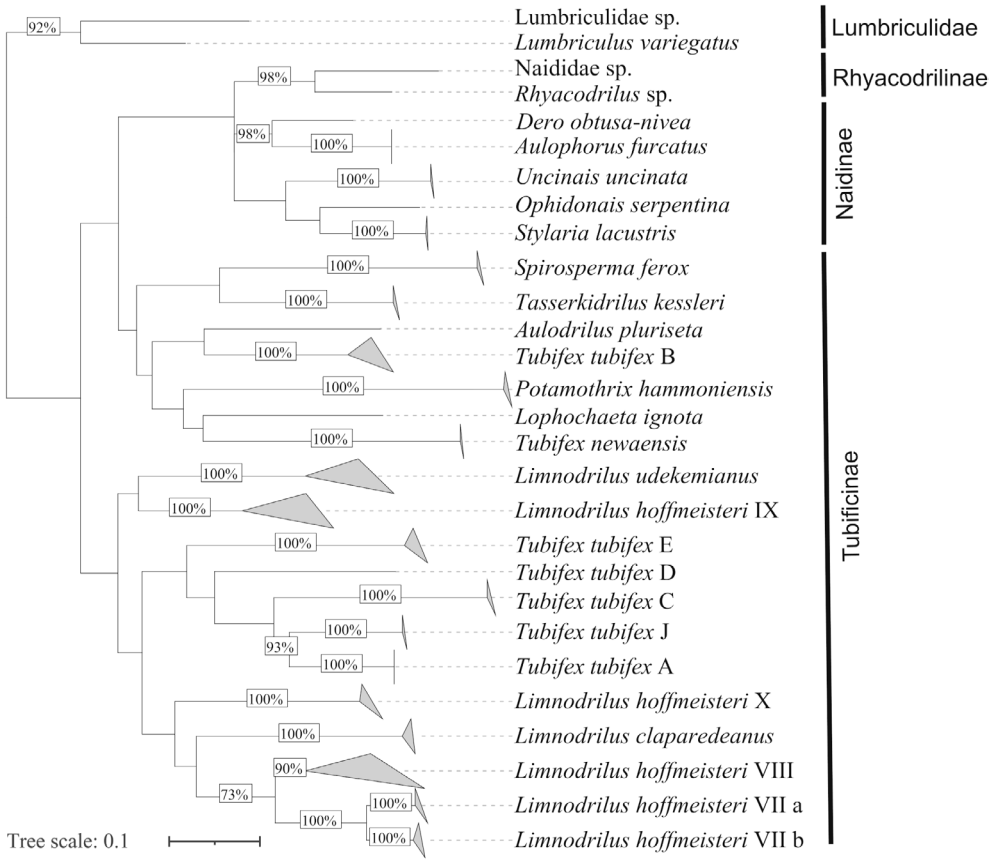


Рис.2. Филогенетическое дерево, построенное методом максимального правдоподобия, на основе последовательностей гена *cox1*. Дерево показывает последовательности, разделенные ASAP. Последовательности каждой группы (табл. 1) объединены в треугольники, при этом, чем больше площадь треугольника, тем выше внутригрупповые дистанции. Цифрами указаны бустреп-поддержки более 70 %.

незрелых особей, морфологически неидентифицируемых, а с другой – широким распространением криптического разнообразия, ранее отмеченного у *Tubifex tubifex* (Sturmbauer et al., 1999), *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1774) (Gustafsson et al., 2009) и *Limnodrilus hoffmeisteri* (Liu et al., 2017). Кроме того, генетический анализ позволил идентифицировать ряд видов (*Tasserkidrilus kessleri*, *Rhyacodrilus* sp., Lumbriculidae sp.), которые остались необнаруженными при использовании только морфологических признаков.

Результаты анализа *cox1*, представленные в таблице 1, продемонстрировали высокие минимальные межгрупповые расстояния (от 8.7 % до 23.9 %) между большинством линий, что указывает на их генетическую обособленность. Особенно показателен пример *L. hoffmeisteri* для которого в исследованных водоемах выделены линии VII a и b, VIII, IX, X, соответствующие описанным ранее в других регионах (Liu et al., 2017). Сходная ситуация наблюдается в комплексе *T. tubifex* A–J, который так же демонстрирует сложные внутригрупповые и межгрупповые отношения. Линии обоих видов, не имеющие устойчивых морфологических различий, скорее всего, представляют собой комплексы криптических видов с высоким внутривидовым расстоянием, идентифицируемые только на молекулярном уровне. Однако для подтверждения этой гипотезы требуется применение интегративного подхода, сочетающего молекулярные, морфологические и эколого-географические данные. С практической точки зрения, ДНК-штрихкодирование оказывается незаменимым инструментом в экологическом мониторинге. Обнаружение криптических комплексов с различной чувствительностью к загрязнению (например, по Cd у линий *T. tubifex*) позволяет повысить точность биоиндикации (Sturmbauer et al., 1999; Gustafsson et al., 2009).

Большинство групп, в том числе *T. tubifex* линии A, D, J, *T. newaensis*, *S. ferox* и *A. furcatus*, характеризуются низкими внутригрупповыми расстояниями (<1%) и нулевым средним расстоянием (Таблица 1), что означает их генетическую однородность.

Выводы о монофилии или полифилии в нашем исследовании невозможны. На данный момент знания ограничены числом образцов и генов. Для некоторых таксонов необходима дополнительная выборка, так как в отдельных случаях установленная филогения не поддерживается статистическими методами (бустреп-поддержки < 70 %).

Применение молекулярных методов позволило получить новые таксономические данные. Все выявленные в нашем исследовании линии оли-

Таблица 1. Генетические группы, полученные в результате алгоритма ASAP. Для каждой группы указаны количество экземпляров, максимальная внутригрупповая изменчивость и минимальная межгрупповая изменчивость *cox1*.

Таксон	Число образцов	Максимальная внутригрупповая изменчивость *cox1* (%)	Средняя внутригрупповая изменчивость *cox1* (%)	Минимальная межгрупповая изменчивость *cox1* (%)	Номер в Genbank
Tubifex tubifex A	4	0.0	0.0	14.7	PV167186, PV168425, PV168432, PV583595
Tubifex tubifex B	13	5.5	2.9	21.9	PV167187, PV168422, PV168423, PV168427-PV168429, PV168430, PV168433, PV168436, PV168437, PV583594, PV943483, PV943484
Tubifex tubifex C	5	0.9	8.6	19.1	PV167192, PV168419, PV168420, PV168421, PV168435
Tubifex tubifex D	1	0.0	0.0	20.0	PV168434
Tubifex tubifex E	7	3.1	1.6	21.3	PV167185, PV167193, PV167194, PV168424, PV168426, PV168431, PV168438
Tubifex tubifex J	4	0.5	0.3	14.7	PV167188-PV167191
Tubifex newaensis	3	0.4	0.2	23.1	PV688125, PV939129, PV939130
Lophochaeta ignota	1	0.0	0.0	21.9	PV939125
Tasserkidrilus kessleri	3	0.5	0.3	21.9	PV939131-PV939133
Limnodrilus hoffmeisteri VII a	47	1.5	0.1	8.7	PQ656725-PQ656728, PQ656730, PQ656732-PQ656734, PQ656737, PQ656738, PQ656740, PQ656742, PQ656764-PQ656767, PQ656769, PQ656770, PQ656772-PQ656784, PQ656786-PQ656790, PQ656793, PQ658046-PQ658051, PQ658053-PQ658055, PV939138, PV939139
Limnodrilus hoffmeisteri VII b	9	1.7	0.6	8.7	PQ656723, PQ656731, PQ656771, PQ656785, PQ658052, PV939134-PV939137
Limnodrilus hoffmeisteri VIII	7	16.4	10.6	17.5	PQ656735, PQ656739, PQ656791, PQ656792, PV939140, PV939141, PV943482
Limnodrilus hoffmeisteri IX	5	11.9	5.1	20.7	PQ656724, PQ656729, PQ656741, PQ656763, PV939142
Limnodrilus hoffmeisteri X	5	2.8	1.2	20.9	PV939143-PV939147
Limnodrilus claparedeanus	5	2.2	1.6	21.1	PV939148-PV939152
Limnodrilus udekemianus	8	13.5	9.7	21.9	PQ656736, PQ656762, PQ656768, PV939153-PV939157
Spirosperma ferox	2	0.7	0.7	23.9	PV939158, PV939159
Potamothrix hammoniensis	6	1.2	0.7	23.5	PV939160-PV939165
Aulodrilus pluriseta	1	0.0	0.0	22.2	PV939127
Rhyacodrilus sp.	1	0.0	0.0	18.9	PV943480
Naididae sp.	1	0.0	0.0	19.3	PV943481
Aulophorus furcatus	3	0.0	0.0	13.4	PV939166-PV939168
Dero obtusa-nivea	1	0.0	0.0	13.4	PV939124
Stylaria lacustris	2	0.3	0.3	14.8	PV939169, PV939170
Uncinais uncinata	4	0.3	0.2	15.0	PV939171-PV939174
Ophidonais serpentina	1	0.0	0.0	14.8	PV939128
Lumbriculidae sp.	1	0.0	0.0	23.3	PV939123
Lumbriculus variegatus	1	0.0	0.0	19.7	PV939126

гохет, вероятно, присутствуют и в других странах, в частности, на территории Европы. Ряд видов, таких как *T. kessleri*, имеет интересную биогеографическую историю. Согласно Timm (1989), этот вид описан из Онежского озера, но также встречается в Центральной и Восточной Европе, включая Байкал, Ангару, Каспий и даже Великие озёра в Северной Америке. В Республике Коми, в частности в бассейне р. Вычегда вид отмечен впервые.

Также, по результатам сравнения с Genbank, линия *Dero* sp. может соответствовать как *D. obtusa* так и *D. nivea*. Дифференциация этих двух видов на основе морфологии щетинок затруднена, так как они имеют очень сходное описание по числу и форме брюшных и спинных щетинок и могут быть приняты один за другого (Чекановская, 1962). Как известно (Smith, 1985) в случае с *D. digitata* (Müller, 1774) и *D. nivea* уже показано, что качественные признаки могут быть ненадежными из-за их внутри- и межвидовой изменчивости. *D. obtusa* и *D. nivea* отличаются формой жаберного диска (Timm, 2009). Однако на наших препаратах, мы не могли его рассмотреть, так как задняя часть образца использована для генетического анализа. В России ранее *D. nivea* не указывалась (Чекановская, 1962), хотя описывается как космополит (Timm, 2009). Таким образом, на данном этапе вопрос с идентификацией *Dero* sp. остается открытым.

Помимо этого, среди арктических водоёмов получены уникальные генетические линии (Lumbriculidae sp., *Rhyacodrilus* sp.), аналоги которых не встречены в Genbank, что может указывать на их эндемичность и требует дальнейших исследований.

Полученные нами результаты могут быть основой для создания референсной библиотеки *cox1* из водоемов Европейского Северо-Востока России и в дальнейшем использоваться для быстрой классификации Oligochaeta в рамках экотоксикологических исследований и оценки биоразнообразия.

5. Заключение

Проведённое исследование продемонстрировало, что применение молекулярно-генетических подходов, в частности анализа митохондриального гена *cox1*, позволяет существенно расширить представления о видовой и внутривидовой структуре сообществ водных олигохет в пресноводных экосистемах Европейского Северо-Востока России. Результаты выявили выраженное криптическое разнообразие у ряда широко распространённых таксонов, таких как *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Зафиксировано наличие ранее неучтённых генетических линий, в том числе потенциально эндемичных форм, что подчёркивает важность комплексного подхода к оценке биоразнообразия. Несмотря на некоторую ограниченность выборки для ряда видов, полученные данные закладывают основу для создания региональной референсной базы последовательностей и дальнейшей систематизации проблемных групп. Выявление таксонов, не поддающихся морфологической идентификации, подтверждает практическую ценность ДНК-штрихкодирования для задач диагностики и биомониторинга, особенно в экологически уязвимых северных регионах. Перспективным направлением дальнейших исследований является расширение географического охвата, включение ядерных маркеров, а также проведение комплексных сравнений с экологическими и токсикологическими данными, что позволит более точно интерпретировать роль различных линий олигохет в функционировании водных экосистем.

Источники финансирования и благодарности

Исследование выполнено в рамках гранта РНФ 24-24-00121 (https://rscf.ru/project/24-24-00121)

Авторы благодарят к.б.н. Велегжанинова И.О., с.н.с. отдела радиоэкологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН за консультативную помощь при проведении молекулярно-генетического анализа.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов

Список литературы

Baturina M. 2007. Oligochaeta of the Pechora River Basin, Russia. Acta Hydrobiologica Sinica 31: 36-46.

Baturina M.A., Fefilova E.B. 2021. Estimating the biodiversity level of the Pechora River Delta freshwater ecosystems by the structure of bottom communities of Cladocera, Copepoda, and Oligochaeta. Inland Water Biology 14(6): 709-721. DOI: 10.1134/S199508292106002X

Erséus Ch., Klinth M., Martinsson S. 2023. Etablering av bibliotek av DNA-streckkoder fran svenska gördelmaskar (Annelida). Stockholm: Naturvardsverket.

Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular Marine Biology and Biotechnology 3: 294-299.

Gustafsson D., Price D., Erséus C. 2009. Genetic variation in the popular lab worm *Lumbriculus variegatus* (Annelida: Clitellata: Lumbriculidae) reveals cryptic speciation. Molecular Phylogenetics and Evolution 51 (2): 182-189. DOI: 10.1016/j.ympev.2008.12.016

Kimura M. 1980. A Simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. Journal of Molecular Evolution 16: 111-120. DOI: 10.1007/BF01731581

Kumar S., Stecher G., Li M. et al. 2018. MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across computing platforms. Molecular Biology and Evolution 35: 1547-1549. DOI: 10.1093/molbev/msy096

Kvist S., Sarkar I.N., Erséus C. 2010. Genetic variation and phylogeny of the cosmopolitan marine genius Tubificoides (Annelida: Clitellata: Naididae: Tubificinae). Molecular Phylogenetics and Evolution 57: 687-702. DOI: 10.1016/j.ympev.2010.08.018 PMID: 20801225

Lafont M., Jézéquel C., Vivier A. et al. 2010. Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. Ecohydrology and Hydrobiology 10: 3-11. DOI: 10.2478/v10104-009-0047-3

Lafont M., Tixier G., Marsalek J. et al. 2012. From research to operational biomonitoring of freshwaters: a suggested conceptual framework and practical solutions. Ecohydrology and Hydrobiology 12: 9-20. DOI: 10.2478/v10104-012-0004-4

Leveque Ch., Balian E.V., Martens K. 2005. An assessment of animal species diversity in continental waters. Hydrobiologia 542: 39-67. DOI: 10.1007/s10750-004-5522-7

Liu Y., Fend S.V., Martinsson S. et al. 2017. Extensive cryptic diversity in the cosmopolitan sludge worm *Limnodrilus hoffmeisteri* (Clitellata, Naididae). Organisms, Diversity and Evolution 17: 477-495. DOI: 10.1007/s13127-016-0317-z

Martinsson S., Achurra A.M., Svensson M. et al. 2013. Integrative taxonomy of the freshwater worm *Rhyacodrilus falciformis* s.l. (Clitellata: Naididae), with the description of a new species. Zoologica Scripta 42(6):612-622. DOI: 10.1111/zsc.12032

Nei M., Kumar S. 2000. Molecular Evolution and Phylogenetics. New York: Oxford University Press.

Okonechnikov K., Golosova O., Fursov M. et al. 2012. Unipro UGENE: a unified bioinformatics toolkit. Bioinformatics 28: 1166-1167. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts091

Prosser S. 2013. A new set of primers for COI amplification from freshwater microcrustaceans. Molecular Ecology Resources 13: 1151-1155. DOI: 10.1111/1755-0998.12132

Rodriguez P., Reynoldson T.B. 2011. The pollution biology of aquatic oligochaetes. Dordrecht: Springer Science + Business Media

Rougerie R., Decaëns T., Deharveng L. et al. 2009. DNA barcodes for soil animal taxonomy. Pesquisa Agropecuária Brasileira 44: 789-801. DOI: 10.1590/S0100-204X2009000800002

Sievers F., Wilm A., Dineen D.G. et al. 2011. Fast, scalable generation of high-quality protein multiple sequence alignments using Clustal Omega. Molecular Systems Biology 7: 539. DOI: 10.1038/msb.2011.75

Smith M.E. 1985. Setal Morphology and Its Intraspecific Variation in *Dero digitata* and *Dero nivea* (Oligochaeta:Naididae). Transactions of the American Microscopical Society 104 (1): 45-51.

Sturmbauer Ch., Opadiya G.B., Niederstatter H. et al. 1999. Mitochondrial DNA reveals cryptic oligochaete species differing in cadmium resistance. Molecular Biology and Evolution 16(7): 967-974.

Timm T. 1989. *Tasserkidrilus acäpillatus* (Finogenova, 1972) in lake Peipsi, with a revision of the genus *Tasserkidrilus* Holmquist, 1985 (Oligochaeta, Tubificidae). Proceedings of the Academy of Sciences of the Estonian SSR. Biology 38 (1): 52-60. DOI: 10.3176/biol.1989.1.08

Timm T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. Lauterbornia 66: 1-235.

Timm T. 2017. Aquatic microdrile Oligochaeta (Annelida, Clitellata): New nominal taxa and combinations since 1984. Zootaxa 4282 (3): 401-452. DOI: 10.11646/zootaxa.4282.3.1

Vivien R., Tixier G., Lafont M. 2014. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. Ecohydrology and Hydrobiology 14: 142-51. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2014.03.003

Vivien R., Wyler S., Lafont M. et al. 2015. Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: implications for biomonitoring. PLOS One 10 (4): e0125485. DOI: 10.1371/journal.pone.0125485

Vivien R., Holzmann M., Werner I. et al. 2017. Cytochrome c oxidase barcodes for aquatic oligochaete identification: development of a Swiss reference database. PeerJ Life and Environment 5: e4122(2) DOI: 10.7717/peerj.4122

Vivien R., Apothéloz-perret-Gentil L., Pawlowski J. et al. 2019. Testing different (e)DNA metabarcoding approaches to assess aquatic oligochaete diversity and the biological quality of sediments. Ecological Indicators 106: 105453. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105453

Vivien R., Martinez M.C., Lafont M. et al. 2020. Effect thresholds of metals in stream sediments based on in situ oligochaete communities. Environments 7 (4): 1-15. DOI: 10.3390/environments7040031

Vivien R., Apothéloz-perret-Gentil L., Pawlowski J. et al. 2020. High-throughput DNA barcoding of oligochaetes for abundance-based indices to assess the biological quality of sediments in streams and lakes. Scientific Reports 10: 1-9. DOI: 10.1038/s41598-020-58703-2

Zhou T., Jiang W., Wang H. et al. 2021. DNA barcoding of Naididae (Annelida, Oligochaeta), based on cytochrome C oxidase gene and ITS2 region in China. Biodiversity Data Journal 9: e73556. DOI: 10.3897/BDJ.9.e73556

Zinchenko T.D., Gladyshev M.I., Makhutova O.N. et al. 2014. Saline rivers provide arid landscapes with a considerable amount of biochemically valuable production of chironomid (Diptera) larvae. Hydrobiologia 722: 115-128. DOI: 10.1007/s10750-013-1684-5

Батурина М.А. 2022. Структура сообществ малощетинковых червей (Annelida: Oligochaeta) р.Вычегда в зоне влияния очищенных сточных вод ЦБК. Сибирский экологический журнал 6: 693-706. DOI: 10.15372/SEJ20220606

Попченко В.И. 1988. Водные малощетинковые черви (*Oligochaeta liminicola*) Севера Европы. Ленинград: Наука.

Чекановская О.В. 1962. Водные малощетинковые черви фауны СССР. Москва; Ленинград: Наука.

Ecological and biogeochemical studies of the Bureya Reservoir in the area of a giant landslide

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N.*, Andreeva D.V.

Institute of the Water and Ecology Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk Federal Research Center, 56, Dikopoltsev Str., Khabarovsk, 680000 Russia

ABSTRACT. For the first time in the Russian Far East, , a temperature of, a giant landslide with a volume of 24.5 million m^3 occurred in December 2018 at 32 °C. The landslide was accompanied by a massive rock movements that collapsed directly into the Bureya Reservoir. It completely blocked the access of water to the Bureya Hydroelectric Power Station and provoked a tsunami. According to geomorphologists' research, the Bureya landslide is one of the largest in the world in terms of tsunami wave height and is a unique natural phenomenon in an ice-covered reservoir. To assess the ecological and biogeochemical state of the Bureya Reservoir in winter and summer (2019-2022), comprehensive studies of water composition in the landslide influence zone, using gas chromatography, spectrography and microbiology, were carried out . The obtained results support the idea on complex biogeochemical processes during cyclic thawing-freezing of rocks and explosive emission of methane accumulated in the pore space.

Keywords: landslide, reservoir, microbial complexes, volatile compounds, transformation of humic substances

For citation: Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N., Andreeva D.V. Ecological and biogeochemical studies of the Bureya Reservoir in the area of a giant landslide // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 428-436. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-428

1. Introduction

Climate changes have large-scale effects on our planet that can be associated with biogeochemical activity at the microscopic level (Zona, 2016). It is assumed that under climate warming, carbon stocks in permafrost will be subject to microbial decomposition, causing further temperature rise (Schuur et al., 2021). In recent years permafrost thawing has been accompanied by dangerous geological phenomena (landslides, sinkholes, floods, etc.), which pose a threat to the infrastructure of many regions in the world (Andres and Badoux, 2019; Patton et al., 2019) and are an important prerequisite for changes in the quality of surface and groundwater. Behavior of frozen soils on steep slopes is considered a risk factor in the construction of roads, dams and operation of reservoirs (Zheng et al., 2019). It is known that the occurrence and development of landslides are facilitated by significant fluctuations in water levels in reservoirs (20-40 m), which lead to powerful groundwater outflows and destruction of coastal shoals. Landslide processes can be accelerated by sudden freezing of water in cracks and pore space of rocks (Buldovicz et al., 2018).

According to the calculations (Makhinov et al., 2019), after the Bureya landslide and tsunami, the area of destroyed soil cover was 120 hectares. In total, about 6,000 tons of undecomposed organogenic-turf and peat-organogenic substances and even more finely dispersed organic material were washed away. Changes in the composition of water during winter in the Bureya reservoir were studied immediately after the landslide and blasting operations to restore the hydrological regime in front of the hydroelectric dam (Kondratyeva et al., 2020).

The slope base destruction and rock input in some reservoirs are associated with biogeochemical processes accompanying repeated thawing and freezing of pore water in rocks (Margesin and Collins, 2019). It has been established that these processes result in the formation of volatile organic compounds (VOC), many of which are products of microbial metabolism,formed as a result of methanogenesis and methanotrophy (Yu et al., 2017). The intensity of methane production in the presence of humic substances (HS) under oxygen depletion is positively related to temperature (Tan et

*Corresponding author.
E-mail address: zoyana2003@mail.ru (Z.N. Litvinenko)

Received: June 07, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

al., 2018). The authors associate this with the activity of enzymes involved in methanogenesis, which have a lower temperature sensitivity than enzymes involved in microbial HS reduction. Therefore, the methanogenesis is less sensitive to temperature compared to microbial HS reduction (Miller et al., 2015). It is assumed that the final products of organic matter (OM) fermentation can be used by complex communities, consisting of methanogens and microorganisms involved in HS transformation.

2. Materials and methods

Water samples from the Bureya Reservoir (BR) were taken in the winter of 2018-2019 above and below the landslide body near the left and right banks. In the summer of 2020, water samples were collected above and below the landslide body and near the bays filled with wood. In summer 2022, a comparative analysis of changes in the OM content and the abundance of ecological and physiological groups of microorganisms in the surface and bottom layers of water was carried out. The OM content in the water of the landslide area was determined spectrophotometrically (Shimadzu UV-3600). The spectral characteristics of water-soluble OM fractions were determined at $\lambda = 254$ nm and $\lambda = 275$ nm. Volatile organic matter was analyzed by gas chromatography with the HP-FFAP column (50 m; 0.320 mm; 0.50 μm) in the temperature range of 50–230°C. The microbiological parameters were the numbers of the main ecological and physiological groups of bacterioplankton: CGB – cultivated heterotrophic bacteria; AMB – ammonifying bacteria; NB – nitrifying bacteria; FRB – phenol-resistant bacteria; SRB – sulfate-reducing bacteria. Agar nutrient media were used for cultivation; the abundance was expressed as colony-forming units (CFU/mL).

3. Results and discussion

Water quality studies in the Bureya Reservoir around the landslide with use of spectral and chromatographic methods showed that before blasting operations above the landslide body, the portion of aromatic compounds was higher near the left bank. Below the landslide body, the content of aliphatic and aromatic compounds was notably higher near both banks. The diversity of VOC near the right bank, especially methylated benzene derivatives, was significant (Table 1). In winter, restoration of the hydrological regime was carried out with use of explosives (trinitrotoluene, hexogen), which had a profound effect on the composition of water when it interacted with the crushed rocks. Toxic volatile compounds (benzene, methanol, toluene and xylenes) were recorded in the water around the landslide; they can be attributed to trinitrotoluene derivatives and/or transformation products of methane accumulated in the pore space of frozen rocks.

In summer 2020, the composition of water around the landslide was affected by woody debris and soil OM that entered the reservoir with surface runoff after the tsunami. An important factor in the water quality formation was microbiological transformation of OM with various genesis. This is confirmed by high abundance of various physiological groups of bacteria in water samples (Table 2). Complex microbial consortia (MC), capable of utilizing easily accessible and hardly-mineralized OM (peptone, sodium humate, aromatic compounds), were formed in stagnant zones above the landslide body. Ammonifying and nitrifying bacteria involved in the nitrogen cycle made a significant contribution to the MC structure.

High abundance of humate-transforming bacteria (HTB) confirms higher level of humification of natural waters above the landslide body., A decrease in the

Table 1. The content of organic matter in the Bureya Reservoir around the landslide in the winter-spring period of 2019

Sampling location		Content of OM		
		OM_{254}	OM_{275}	Composition of VOC
Before blasting, January 25, 2019				
Above the landslide	LB	0.324	0.282	Acetaldehyde, acetone, methanol, benzene, toluene
	RB	0.303	0.196	Acetaldehyde, acetone, methanol, toluene, *m*-xylene, isopropylbenzene
Below the landslide	LB	0.524	0.312	Acetone, methanol, benzene, toluene, butyl acetate, ethylbenzene, xylenes, isopropylbenzene
	RB	0.587	0.324	Hexane, acetone, methanol, benzene, toluene, butyl acetate, *o*-, *m*-xylenes, butanol, isopropylbenzene
After blasting				
Water samples from the canal (February 14, 2019		0.682	0.494	Acetaldehyde, acetone, methanol, toluene, *o*-xylene, isopropylbenzene
		0.521	0.321	Acetaldehyde, acetone, toluene, *o*-, *m*-xylenes
		0.753	0,545	Hexane, acetaldehyde, acetone, ethyl acetate, methanol, toluene, *o*-, *m*-xylenes, isopropylbenzene
		0.724	0.514	Hexane, acetaldehyde, acetone, methanol, toluene, m-xylene, isopropylbenzene
Water samples from the canal (March 1, 2019)		0.385	0.211	Hexane, acetaldehyde, acetone, ethyl acetate, methanol, toluene, *o*-xylene, isopropylbenzene

Table 2. The abundance of different physiological groups of microorganisms (CFU/mL) in the water area of the Bureya Reservoir in the zone of landslide influence (July, 2020)

№	Sampling location	CHB	AMB	NB	HTB	PRB	SRB
1	Above the landslide body	301 ± 9	256 ± 31	277 ± 45	273 ± 66	9 ± 4	50 ± 3
2	Below the landslide body	82 ± 37	98 ± 56	9 ± 2	37 ± 9	0	107 ± 11
3	Pervyi Bay*	584 ± 36	814 ± 1	680 ± 18	497 ± 14	13 ± 4	191 ± 15
4	Sredniy Sandar Bay*	710 ± 42	1600 ± 61	693 ± 12	1717 ± 109	550 ± 6	510 ± 22

Note: * – among floating wood; CHB – cultivated heterotrophic bacteria, AMB – ammonifying bacteria, NB – nitrifying bacteria, HTB – humate transforming bacteria, FRB – phenol-resistant bacteria, SRB – sulfate-reducing bacteria.

abundance of the main groups of microorganisms was observed below the landslide body due to the increased speed of water passing through the artificial channel. The structure of MC in the water samples, taken in Pervyy and Sredniy Sandar bays among floating wood, was examined. The maximum abundance of HTB and phenol-resistant bacteria (PRB), indicators of phenolic pollution, was recorded in Sredniy Sandar Bay. It is indicative of active biogeochemical processes of plant residues transformations with accumulation of phenolic compounds. The maximum abundance of sulfate-reducing bacteria (SRB), which characterized the formation of anaerobic zones and probable hydrogen sulfide release, was also observed.

It is known that wood is a multilayer porous material containing specific polar hydroxyl and carboxyl groups (Mi et al., 2020). Wood cellulose and hemicellulose contain a large number of polar reactive groups that readily adsorb ions of many metals (Sun et al., 2021). In fact, conditions for active leaching of metal ions from rocks can be formed in bays among the flooded wood. The presence of SRB is a prerequisite for increasing the solubility of many elements, including iron and mercury ions.

In summer 2022, significant changes of the total OM content occurred in the landslide area, especially in Pervyy and Sredniy Sandar bays, due to the water level rise. This led to a decrease in the total OM content and its aromatic component in the surface water layers above and below the landslide body (Table 3). However, higher OM concentrations were found in the bottom water layers above the landslide body at a depth of 65 m due to the sedimentation of incoming suspensions. Below the landslide body, after intensive mixing of water passing through an artificial channel, the OM content equalized in the surface and bottom layers (35 m) of water.

The total OM content decrease in natural waters was accompanied by a lower abundance of most ecological and physiological groups. In the bottom water layers above the landslide body, the abundance of all groups of microorganisms was quite low despite the higher content of aliphatic and aromatic OM compared to other water samples. This is probably due to the presence of persistent organic matter and slow metabolism of MC. However, there was still an increased abundance of some physiological groups of microorganisms in the waters of the bays. Sulfate-reducing bacteria (SRB) dominated the microbial complexes. The shallow waters of Pervyy Bay were characterized by high abundance of bacteria growing on a nutrient medium containing sodium humate as a carbon source. In Sredniy Sandar Bay, the abundance of HTB was comparable to other water sampling sites around the landslide body, including the bottom layers of water.

Microorganisms (62 strains) were isolated from the water samples from different sections of the Bureya Reservoir in the zone of landslide influence. All strains were resistant to mercury salt $Hg(NO_3)_2$ at a concentration of 10 mg/L. Among them, about 50% of the strains grew on agar medium in the presence of 100 mg/L of this salt. The maximum number of mercury-resistant strains was isolated from the bottom water layers above the landslide body at a depth of 65 m. Strains isolated

Table 3. The content of organic matter and number of various physiological groups of microorganisms in the Bureya Reservoir in the landslide area (August, 2022)

Sampling location	Content of OM		Abundance of ecological and physiological groups of microorganisms, CFU/mL				
	OM_{254}	OM_{275}	CHB	AMB	NB	SRB	HTB
Pervyy Bay	0.206	0.207	**141 ± 2**	82 ± 4	60 ± 1	**140 ± 4**	< 500
Sredniy Sandar Bay	0.163	0.130	**151 ± 12**	82 ± 4	82 ± 3	**282 ± 4**	49 ± 3
ALB, SW	0.274	0.219	63 ± 14	40 ± 6	22 ± 1	34 ± 2	47 ± 2
ALB, BW-65	**0.415**	**0.337**	75 ± 4	36 ± 1	28 ± 1	80 ± 3	42 ± 3
BLB, SW	0.343	0.277	99 ± 11	25 ± 2	13 ± 0,2	74 ± 2	31 ± 3
BLB, BW-35	0.297	0.239	85 ± 3	28 ± 1	29 ± 0,2	66 ± 3	25 ± 2

Note: ALB - above the landslide body; BLB - below the landslide body; SW - surface water layer (0.5 m) and BW - bottom water layers at a depth of 65 m (ALB) and 35 m (BLB).

from the water of Pervyy and Sredniy Sandar bays, which contained submerged wood, were resistant to high concentrations of mercury salt.

It is known that methylmercury is the most toxic form of mercuryated, which tends to accumulate in the fatty tissue of aquatic organisms and its effect is amplified across the food chain with increasing trophic levels (Zhao et al., 2018). As a result of experimental studies of mercury pollution of the Three Gorges Reservoir (China), it was found that sulfate-reducing bacteria play an important role in mercury methylation (Cao et al., 2021).

The conducted studies on the Bureya Reservoir showed that the limits of MC resistance to mercury pollution depend on their habitat. Areas with active sedimentation of suspended material in bottom waters, bays filled with plant materials and coastal areas with surface runoff of destroyed soil cover are important. Sulfate-reducing bacteria from the bays showed maximum resistance to mercury salt. Growing abundance of sulfate-reducing bacteria in the natural waters of the Bureya Reservoir in the landslide influence zone poses a threat to the environment by the formation of toxic methylated mercury.

4. Conclusions

Our studies showed that a biogeochemical barrier with a special structure of microbial complexes capable of using stable organic substances as food sources was formed in the landslide area of the surface waters in the Bureya Reservoir when it received an influx of crushed rocks and plant remains. In winter, natural and anthropogenic OM entered the water body after blasting operations. Among the OM of natural genesis, there were organic compounds from the pore space of crushed rocks and terrigenous material. Winter environmental risks for the Bureya Reservoir were associated with a large volume of detonation products and water-soluble methyl-containing aromatic compounds, including methanol.

Organic matter related to transformation of plant substrates, including humic substances, were of great importance. The source of natural OM were bays filled with crushed wood. Decomposition of plant residues was accompanied by an increase in the color of water due to its humification with the contribution of various groups of heterotrophic microorganisms. Biogeochemical transformation of OM of plant origin is the reason for an increase in the content of soluble methylated derivatives of benzene, capable of causing long-term toxicological effects in aquatic organisms around the landslide. In addition, microbial complexes involved in mercury methylation are formed in the influence zone of of a large landslide on the Bureya Reservoir. Sulfate-reducing bacteria can play a dominant role in this process.

Conflict of interest

Authors declare no conflict of interest.

References

Andres N., Badoux A. 2019. The Swiss flood and landslide damage database: normalization and trends. Journal of Flood Risk Management 12: e12510. DOI: 10.1111/jfr3.12510

Buldovicz S.N., Khilimonyuk V.Z., Bychkov A.Y. et al. 2018. Cryovolcanism on the Earth: Origin of a Spectacular Crater in the Yamal Peninsula (Russia). Scientific reports 8: e13534. DOI: 10.1038/s41598-018-31858-9

Cao D., Chen W., Xiang Y. et al. 2021. The efficiencies of inorganic mercury bio-methylation by aerobic bacteria under different oxygen concentrations. Ecotoxicology and Environmental Safety 207: e111538. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111538

Kondratyeva L.M., Makhinov A.N., Andreeva D.V. et al. 2020. Changes in water quality in the Bureiskoe reservoir caused by a large landslide. Water Resources 47(2): 257-268. DOI: 10.1134/S0097807820020086

Makhinov A.N., Kim V.I., Ostroukhov A.V. et al. 2019. Large landslide in the valley of the Bureya River and tsunami in the reservoir of the Bureya hydroelectric power station. Bulletin of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences 2: 35–44.

Margesin R., Collins T. 2019. Microbial ecology of the cryosphere (glacial and permafrost habitats): current knowledge. Appl. microbiology and biotechnology 103: 1-13. DOI: 10.1007/s00253-018-9435-1

Mi R., Chen C., Keplinger T. et al. 2020. Scalable aesthetic transparent wood for energy efficient buildings. Nature Communications 11: e3836. DOI: 10.1038/s41467-020-17513-w

Miller K.E., Lai C.T., Friedman E.S. et al. 2015. Methane suppression by iron and humic acids in soils of the arctic coastal plain. Soil Biology and Biochemistry 83: 176-183. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.01.022

Patton A.I., Rathburn S.L., Capps D.M. 2019. Landslide response to climate change in permafrost regions. Geomorphology 340: 116–128. DOI: 10.1016/j.geomorph.2019.04.029

Schuur E.A.G., Bracho R., Celis G. et al. 2021. Tundra underlain by thawing permafrost persistently emits carbon to the atmosphere over 15 years of measurements. J. of Geophysical Research: Biogeosciences 126(6): e6044. DOI: 10.1029/2020JG006044

Sun S.C., Sun D., Wang H.M. et al. 2021. Effect of integrated treatment on improving the enzymatic digestibility of poplar and the structural features of isolated hemicelluloses. Carbohydr. Polymer 252: e117164. DOI: 10.1016/j.carbpol.2020.117164

Tan W., Jia Y., Huang C. et al. 2018. Increased suppression of methane production by humic substances in response to warming in anoxic environments. Journal of Environmental Management 206: 602-606. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.11.012

Yu Z., Beck D.A., Chistoserdova L. 2017. Natural Selection in Synthetic Communities Highlights the Roles of Methylococcaceae and Methylophilaceae and Suggests Differential Roles for Alternative Methanol Dehydrogenases in Methane Consumption. Front. Microbiology 5(8): e2392. DOI: 10.3389/fmicb.2017.02392

Zhao G., Sheng Y., Wang C. et al. 2018. In situ microbial remediation of crude oil-soaked marine sediments using zeolite carrier with a polymer coating. Marine Pollution Bulletin 129 (1): 172-178. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.02.030

Zheng Q., Shen S.-L., Zhou A.-N. et al. 2019. Investigation of Landslides that Occurred in August on the Chengdu–Kunming Railway, Sichuan, China. Geosciences 9(12): e497. DOI: 10.3390/geosciences9120497

Zona D. 2016. Long-term effects of permafrost thaw. Nature 537 (7622): 625–626. DOI: 10.1038/537625a

Краткое сообщение

Экологические и биогеохимические исследования в Бурейском водохранилище в зоне гигантского оползня

Кондратьева Л.М., Литвиненко З.Н.*, Андреева Д.В.

Институт водных и экологических проблем, Дальневосточного отделения Российской Академии наук, Хабаровского федерального исследовательского центра, Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680000 Россия

АННОТАЦИЯ. Впервые на Дальнем Востоке России в декабре 2018 г. при температуре −32˚С произошел гигантский оползень объемом 24,5 млн м^3. Оползень сопровождался перемещением большого объема горных пород и обрушился непосредственно в Бурейское водохранилище. Он полностью перекрыл доступ воды к Бурейской ГЭС и спровоцировал цунами. Согласно исследованиям геоморфологов Бурейский оползень по высоте волны цунами является одним из крупнейших в мире и представляет собой уникальное природное явление в водоеме, покрытом льдом. Для эколого-биогеохимической оценки состояния Бурейского водохранилища в зимний и летний периоды (2019-2022 гг.) были проведены комплексные исследования состава воды в зоне влияния оползня газохроматографическими, спектральными и микробиологическими методами. Полученные результаты исследований, подтверждают гипотезу о происходящих сложных биогеохимических процессах при периодическом оттаивании/ замерзании горных пород и взрывной эмиссии метана, накопившегося в поровом пространстве.

Ключевые слова: оползень, водохранилище, микробные комплексы, летучие соединения, трансформация гуминовых веществ

Для цитирования: Кондратьева Л.М., Литвиненко З.Н., Андреева Д.В. Экологические и биогеохимические исследования в Бурейском водохранилище в зоне гигантского оползня // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 428-436. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-428

1. Введение

В условиях изменения климата крупномасштабные последствия на нашей планете могут быть связаны с биогеохимической активностью на микроскопическом уровне (Zona, 2016). Предполагают, что при потеплении климата запасы углерода в многолетней мерзлоте будут подвергаться микробному разложению, генерируя дальнейший рост температуры (Schuur et al., 2021). Таяние многолетней мерзлоты в последние годы сопровождается опасными геологическими явлениями (оползнями, провалами, наводнениями и др.), которые представляют угрозу для инфраструктуры многих регионов в мире (Andres and Badoux, 2019; Patton et al., 2019) и являются важной предпосылкой для изменения качества поверхностных и подземных вод.
Поведение мерзлых грунтов на крутых склонах, считают фактором риска при строительстве дорог, дамб и эксплуатации водохранилищ (Zheng et al., 2019). Известно, что возникновению и развитию оползней способствуют значительные колебания уровней воды в водохранилищах (20-40 м), которые приводят к мощным выходам подземных вод и разрушению береговых отмелей. Ускорять оползневые процессы может резкое замерзание воды в трещинах и поровом пространстве горных пород (Buldovicz et al., 2018).

Согласно проведенным расчетам (Makhinov et al., 2019), под влиянием Бурейского оползня и цунами площадь разрушенного почвенного покрова составила 120 га. Всего с нее было смыто около 6000 т неразложившихся органогенно-дерновых и торфянисто-органогенных веществ и еще больше тонкодисперсного органического материала. Изменение состава воды в зимний период в Бурейском водохранилище было исследовано непосредственно после схода оползня и проведения взрывных работ для восстановления гидрологического режима перед плотиной ГЭС (Kondratyeva et al., 2020).

Процесс разрушения основания склона и поступления горных пород в некоторых водохра-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: zoyana2003@mail.ru (З.Н. Литвиненко)

Поступила: 07 июня 2025; ***Принята:*** 27 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

нилищах связывают с биогеохимическими процессами, происходящими при периодическом оттаивании/замерзании горных пород, насыщенных водой (Margesin and Collins, 2019). Установлено, что в результате этих процессов образуются летучие органические вещества (ОВ), многие из них относятся к продуктам микробного метаболизма и образуются в результате метаногенеза и метанотрофии (Yu et al., 2017). Интенсивность образования метана в присутствии гуминовых веществ (ГВ) при отсутствии кислорода положительно связана с температурой (Tan et al., 2018). Авторы это связывают с активностью ферментов, участвующих в метаногенезе, которые имеют более низкую температурную чувствительность, чем ферменты, участвующие в микробном восстановлении ГВ. Поэтому, процесс метаногенеза менее восприимчив к температурному режиму по сравнению с процессом микробного восстановления ГВ (Miller et al., 2015). Предполагают, что конечные продукты ферментации ОВ могут использоваться сложными сообществами, состоящими из метаногенов и микроорганизмов, участвующих в трансформации ГВ.

2. Материалы и методы

Пробы воды из Бурейского водохранилища (БВХ) были отобраны в зимний период 2018-2019 г. выше и ниже тела оползня у левого и правого берегов. В летний период 2020 г. пробы воды отбирали выше, ниже тела оползня и из рядом расположенных заливов, заполненных древесиной. Летом 2022 г. проведен сравнительный анализ изменения содержания ОВ и численности эколого-физиологических групп микроорганизмов в поверхностных и придонных слоях воды. Содержание ОВ в воде в районе оползня определяли спектрофотометрическим методом (Shimadzu UV-3600). Спектральные характеристики водорастворимых фракций ОВ определяли при $\lambda = 254$ нм и $\lambda = 275$ нм. Летучие ОВ определяли методом газовой хроматографии с использованием колонки HP-FFAP (50 м; 0.320мм; 0.50 мкн) при интервале температур 50–230 ºС. В качестве микробиологических показателей использовали численность основных эколого-физиологических групп бактериопланктона: КГБ – культивируемые гетеротрофные бактерии; АМБ – аммонифицирующие бактерии; НБ – нитрифицирующие бактерии; ФРБ – фенолрезистентные бактерии; СРБ – сульфатредуцирующие бактерии. Для культивирования использовали агаризованные питательные среды, численность выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл).

3. Результаты и обсуждение

Исследования качества воды в Бурейском водохранилище (БВХ) вокруг оползня с использованием спектральных и хроматографических методов показали, что до взрывных работ выше тела оползня доля ароматических соединений была выше у левого берега. Ниже тела оползня содержание алифатических и ароматических соединений оказалось существенно выше у обоих берегов. Показательным является увеличение разнообразия летучих ОВ у правого берега, особенно метилированных производных бензола (Таблица 1). В зимний период для восстановления гидрологического режима были проведены работы с применением взрывчатых веществ (тринитротолуол, гексоген), которые оказали существенное влияние на состав воды при ее взаимодействии с размельченными горными породами. В воде вокруг оползня были определены токсичные летучие соединения (бензол, метанол, толуол и ксилолы), которые можно отнести к производным тринитротолуола и/или продуктам трансформации метана, накопившегося в поровом пространстве мерзлых пород.

Таблица 1. Содержание ОВ в Бурейском водохранилище вокруг оползня в зимне-весенний период 2019 г.

Место отбора проб		Содержание ОВ		
		$ОВ_{254}$	$ОВ_{275}$	Состав летучих ОВ
До взрывных работ, 25.01.2019				
Выше оползня	ЛБ	0,324	0,282	Ацетальдегид, ацетон, метанол, бензол, толуол
	ПБ	0,303	0,196	Ацетальдегид, ацетон, метанол, толуол, *m*-ксилол, изопропилбензол
Ниже оползня	ЛБ	0,524	0,312	Ацетон, метанол, бензол, толуол, бутилацетат, этилбензол, ксилолы, изопропилбензол
	ПБ	0,587	0,324	Гексан, ацетон, метанол, бензол, толуол, бутилацетат, *o*-, *m*-ксилолы, бутанол, изопропилбензол
После взрывных работ				
Пробы воды из канала (14.02.2019)		0,682	0,494	Ацетальдегид, ацетон, метанол, толуол,о-ксилол, изопропилбензол
		0,521	0,321	Ацетальдегид, ацетон, толуол, о-, m-ксилолы
		0,753	0,545	Гексан, ацетальдегид, ацетон, этилацетат, метанол, толуол, о-, m-ксилолы, изопропилбензол
		0,724	0,514	Гексан, ацетальдегид, ацетон, метанол, толуол, m-ксилол, изопропилбензол
Пробы воды из канала (01.03.2019)		0,385	0,211	Гексан, ацетальдегид, ацетон, этилацетат, метанол, толуол, о-ксилол, изопропилбензол

В летний период 2020 г. на изменение состава воды вокруг оползня оказали влияние древесные остатки и ОВ почв, поступивших с поверхностным стоком в водохранилище после цунами. Важным фактором формирования качества воды выступали микробиологические процессы трансформации ОВ различного генезиса. Это подтверждается высокой численностью различных физиологических групп бактерий в пробах воды (Таблица 2). Выше тела оползня в застойных зонах формировались сложные микробные комплексы (МК), способные утилизировать легкодоступные и трудно минерализуемые ОВ (пептон, гумат натрия, ароматические соединения). Существенный вклад в структуру МК вносили аммонифицирующие и нитрифицирующие бактерии, участвующие в цикле азота.

Повышенный уровень гумификации природных вод выше тела оползня подтверждается высокой численностью гуматтрансформирующих бактерий (ГТБ). Ниже тела оползня за счет повышенной скорости воды, проходящей через искусственный канал, наблюдали снижение численности основных групп микроорганизмов. Показательной является структура МК в пробах воды, отобранных в заливах Первый и Средний Сандар среди плавающей древесины. Максимальная численность ГТБ и фенолрезистентных бактерий (ФРБ), индикаторов фенольного загрязнения, была зарегистрирована в заливе Средний Сандар. Это свидетельствует об активных биогеохимических процессах трансформации растительных остатков с накоплением фенольных соединений. Здесь же установлена максимальная численность сульфатредуцирующих бактерий (СРБ), характеризующая формирование анаэробных зон и вероятность выделения сероводорода.

Известно, что древесина представляет собой многослойный пористый материал, содержащий специфические полярные группы атомов, такие как гидроксильные и карбоксильные группы (Mi et al., 2020). Входящие в состав древесины целлюлоза и гемицеллюлоза содержат большое количество полярных реакционноспособных групп, которые хорошо адсорбируют ионы многих металлов (Sun et al., 2021). Фактически в заливах среди затопленной древесины могут формироваться условия для активного выщелачивания ионов металлов из горных пород. Присутствие СРБ является предпосылкой к повышению растворимости многих элементов, включая ионы железа и ртути.

В летний период 2022 г. произошли существенные изменения в общем содержании ОВ в районе оползня, особенно в заливах Первый и Средний Сандар, за счет повышения в них уровня воды. Это привело к снижению общего содержания ОВ и его ароматической составляющей в поверхностных слоях воды выше и ниже тела оползня (Таблица 3). Однако были установлены повышенные концентрации ОВ в придонных слоях воды выше тела оползня на глубине 65 м за счет седиментации поступающих взвесей. Ниже тела оползня после интенсивного перемешивания воды, проходящей через искусственный канал, содержание ОВ выравнивалось в поверхностных и придонных слоях (35 м) воды.

Снижение общего содержания ОВ в природных водах сопровождалось снижением численности большинства эколого-физиологических групп. В придонных слоях воды выше тела оползня, несмотря на повышенное содержание алифатических и ароматических ОВ, численность всех групп микроорганизмов оказалась довольно низкой. Вероятно, это связано с присутствием стойких органических веществ и медленным метаболизмом МК. Однако в водах заливов по-прежнему была повышенная численность некоторых физиологических групп микроорганизмов. Доминирующее положение в структуре микробного комплекса занимали сульфатредуцирующие бактерии (СРБ). Особенностью мелководного залива Первый была высокая численность бактерий, растущих на питательной среде, содержащей в качестве источника углерода гумат натрия. В заливе Средний Сандар численность ГТБ была сопоставимой с другими местами отбора проб воды вокруг тела оползня, включая придонные слои воды.

Из проб воды с разных участков БВХ в зоне влияния оползня выделено 62 штамма микроорганизмов. Все штаммы оказались устойчивыми к соли ртути $Hg(NO_3)_2$ в концентрации 10 мг/л. Среди них около 50% штаммов росли на агаризованных средах в присутствии 100 мг/л этой соли. Максимальное количество ртутьрезистентных штаммов выделено из придонных слоев воды выше тела оползня на глубине 65 м. Отличались устойчивостью к высоким концентрациям соли ртути штаммы, выделенные из воды заливов Первый и Средний Сандар, в которых присутствовала затопленная древесина.

Известно, что наиболее высокой токсичностью характеризуется метилированная форма ртути, которая имеет тенденцию накапливаться

Таблица 2. Численность различных физиологических групп микроорганизмов (КОЕ/мл) в акватории Бурейского водохранилища в зоне влияния оползня (июль, 2020 г.)

№ п/п	Место отбора	КГБ	АМБ	НБ	ГТБ	ФРБ	СРБ
1	Выше тела оползня	301 ± 9	256 ± 31	277 ± 45	273 ± 66	9 ± 4	50 ± 3
2	Ниже тела оползня	82 ± 37	98 ± 56	9 ± 2	37 ± 9	0	107 ± 11
3	Залив Первый*	584 ± 36	814 ± 1	680 ± 18	497 ± 14	13 ± 4	191 ± 15
4	Залив Средний Сандар*	710 ± 42	1600 ± 61	693 ± 12	1717 ± 109	550 ± 6	510 ± 22

Примечание: * – среди плавающей древесины; КГБ – культивируемые гетеротрофные бактерии, АМБ – аммонифицирующие бактерии, НБ – нитрифицирующие бактерии, ГТБ – гумат трансформирующие бактерии, ФРБ – фенолрезистентные бактерии, СРБ – сульфатредуцирующие бактерии.

Таблица 3. Содержание ОВ и численность различных физиологических групп микроорганизмов в Бурейском водохранилище в районе оползня (август, 2022 г.)

Место отбора проб	Содержание ОВ		Численность эколого-физиологических групп микроорганизмов, КОЕ/мл				
	$ОВ_{254}$	$ОВ_{275}$	КГБ	АМБ	НБ	СРБ	ГТБ
Залив Первый	0,206	0,207	**141 ± 2**	82 ± 4	60 ± 1	**140 ± 4**	< 500
Залив Ср. Сандар	0,163	0,130	**151 ± 12**	82 ± 4	82 ± 3	**282 ± 4**	49 ± 3
ВТО, ПВ	0,274	0,219	63 ± 14	40 ± 6	22 ± 1	34 ± 2	47 ± 2
ВТО, ДВ-65	**0,415**	**0,337**	75 ± 4	36 ± 1	28 ± 1	80 ± 3	42 ± 3
НТО, ПВ	0,343	0,277	99 ± 11	25 ± 2	13 ± 0,2	74 ± 2	31 ± 3
НТО, ДВ-35	0,297	0,239	85 ± 3	28 ± 1	29 ± 0,2	66 ± 3	25 ± 2

Примечание: ВТО - выше тела оползня; НТО – ниже тела оползня; ПВ – поверхностный слой воды (0,5 м) и ДВ – придонные слои воды на глубине 65 м (ВТО) и 35 м (НТО).

в жировой ткани водных организмов, и эффект ее воздействия усиливается по пищевой цепи до более высоких трофических уровней (Zhao et al., 2018). В результате экспериментальных исследований ртутного загрязнения водохранилища «Три ущелья» (КНР) установлено, что важную роль в метилировании ртути играют сульфатредуцирующие бактерии (Cao et al., 2021).

Проведенные исследования на Бурейском водохранилище показали, что пределы устойчивости МК к ртутному загрязнению зависят от их местообитания. Важную роль играют участки с активной седиментацией взвешенного материала в придонных водах, заливы, заполненные растительными материалами и прибрежные участки с поверхностным стоком разрушенного почвенного покрова. Максимальной резистентностью к соли ртути отличались сульфатредуцирующие бактерии из заливов. Согласно росту численности сульфатредуцирующих бактерий, в природных водах Бурейского водохранилища в зоне влияния оползня существует экологический риск образования токсичной метилированной ртути.

4. Выводы

Проведенные исследования показали, что в акватории оползня в поверхностных водах БВХ при поступлении размельчённых горных пород и растительных остатков произошло формирование биогеохимического барьера с особой структурой микробных комплексов, способных использовать в качестве источников питания стойкие органические вещества. В зимний период после проведения взрывных работ в воду поступили природные и антропогенные ОВ. Среди ОВ природного генезиса присутствовали органические соединения из порового пространства размельченных горных пород и терригенный материал. В зимний период экологические риски изменения состава воды в БВХ были связаны с поступлением большого объема продуктов детонации взрывчатых веществ и водорастворимых метилсодержащих ароматических соединений микробного метаболизма, включая метанол.

Важное место в летний период занимали ОВ, относящиеся к продуктам трансформации растительных субстратов, включая гуминовые вещества. Источником поступления природных ОВ выступали заливы, заполненные раздробленной древесиной. Разложение растительных остатков сопровождалось увеличением цветности воды за счет ее гумификации при участии различных групп гетеротрофных микроорганизмов. Биогеохимическая трансформация ОВ растительного происхождения является причиной увеличения содержания растворимых метилированных производных бензола, способных вызывать продолжительные токсикологические эффекты у гидробионтов вокруг оползня. Кроме того, в зоне влияния крупного оползня на Бурейском водохранилище формируются микробные комплексы, способные участвовать в метилировании ртути. Доминирующую роль в этом процессе могут играть сульфатредуцирующие бактерии.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Andres N., Badoux A. 2019. The Swiss flood and landslide damage database: normalization and trends. Journal of Flood Risk Management 12: e12510. DOI: 10.1111/jfr3.12510

Buldovicz S.N., Khilimonyuk V.Z., Bychkov A.Y. et al. 2018. Cryovolcanism on the Earth: Origin of a Spectacular Crater in the Yamal Peninsula (Russia). Scientific reports 8: e13534. DOI: 10.1038/s41598-018-31858-9

Cao D., Chen W., Xiang Y. et al. 2021. The efficiencies of inorganic mercury bio-methylation by aerobic bacteria under different oxygen concentrations. Ecotoxicology and Environmental Safety 207: e111538. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111538

Kondratyeva L.M., Makhinov A.N., Andreeva D.V. et al. 2020. Changes in water quality in the Bureiskoe reservoir caused by a large landslide. Water Resources 47(2): 257-268. DOI: 10.1134/S0097807820020086

Makhinov A.N., Kim V.I., Ostroukhov A.V. et al. 2019. Large landslide in the valley of the Bureya River and tsunami in the reservoir of the Bureya hydroelectric power station.

Bulletin of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences 2: 35–44.

Margesin R., Collins T. 2019. Microbial ecology of the cryosphere (glacial and permafrost habitats): current knowledge. Appl. microbiology and biotechnology 103: 1-13. DOI: 10.1007/s00253-018-9435-1

Mi R., Chen C., Keplinger T. et al. 2020. Scalable aesthetic transparent wood for energy efficient buildings. Nature Communications 11: e3836. DOI: 10.1038/s41467-020-17513-w

Miller K.E., Lai C.T., Friedman E.S. et al. 2015. Methane suppression by iron and humic acids in soils of the arctic coastal plain. Soil Biology and Biochemistry 83: 176-183. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.01.022

Patton A.I., Rathburn S.L., Capps D.M. 2019. Landslide response to climate change in permafrost regions. Geomorphology 340: 116–128. DOI: 10.1016/j.geomorph.2019.04.029

Schuur E.A.G., Bracho R., Celis G. et al. 2021. Tundra underlain by thawing permafrost persistently emits carbon to the atmosphere over 15 years of measurements. J. of Geophysical Research: Biogeosciences 126(6): e6044. DOI: 10.1029/2020JG006044

Sun S.C., Sun D., Wang H.M. et al. 2021. Effect of integrated treatment on improving the enzymatic digestibility of poplar and the structural features of isolated hemicelluloses. Carbohydr. Polymer 252: e117164. DOI: 10.1016/j.carbpol.2020.117164

Tan W., Jia Y., Huang C. et al. 2018. Increased suppression of methane production by humic substances in response to warming in anoxic environments. Journal of Environmental Management 206: 602-606. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.11.012

Yu Z., Beck D.A., Chistoserdova L. 2017. Natural Selection in Synthetic Communities Highlights the Roles of Methylococcaceae and Methylophilaceae and Suggests Differential Roles for Alternative Methanol Dehydrogenases in Methane Consumption. Front. Microbiology 5(8): e2392. DOI: 10.3389/fmicb.2017.02392

Zhao G., Sheng Y., Wang C. et al. 2018. In situ microbial remediation of crude oil-soaked marine sediments using zeolite carrier with a polymer coating. Marine Pollution Bulletin 129 (1): 172-178. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.02.030

Zheng Q., Shen S.-L., Zhou A.-N. et al. 2019. Investigation of Landslides that Occurred in August on the Chengdu–Kunming Railway, Sichuan, China. Geosciences 9(12): e497. DOI: 10.3390/geosciences9120497

Zona D. 2016. Long-term effects of permafrost thaw. Nature 537 (7622): 625–626. DOI: 10.1038/537625a

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Microbial transformation of hydrophobic polyaromatic hydrocarbons with the emergence of hazardous benzene derivatives

Litvinenko Z.N.[1,2,*], Kondratyeva L.M.[1]

[1] *Institute of the Water and Ecology Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk Federal Research Center, 56, Dikopoltsev Str., Khabarovsk, 680000 Russia*
[2] *Far Eastern State Transport University, 47, Seryshev Str., Khabarovsk, 680000 Russia*

ABSTRACT. Microbial transformation of phenanthrene in the groundwater of the riverbank filtration zone is the aim of this study. Seasonal monitoring of the groundwater, conducted by the Institute of the Water and Ecology Problems FEB RAS, confirmed the presence of phenanthrene in the water samples. The results of the experimental modeling showed that phenanthrene transformation was significantly affected bytemperature and adaptive potential of microbial communities. The degradation of phenanthrene by microbial consortia is accompanied by methylated transformation byproducts (benzene derivatives) impairing water quality and water treatment.

Keywords: microbial complexes, groundwater, phenanthrene, transformation, toxic intermediates

For citation: Litvinenko Z.N., Kondratyeva L.M. Microbial transformation of hydrophobic polyaromatic hydrocarbons with the emergence of hazardous benzene derivatives // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 437-445. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-437

1. Introduction

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) belong to a group of priority organic pollutants that pose a serious threat to the environment and human health due to their toxic, mutagenic and/or carcinogenic properties, as well as their transboundary distribution (Wang et al., 2024). PAHs are involved in complex biogeochemical processes, can be transformed into water-soluble toxic compounds and accumulate in organs and tissues of various taxonomic groups of organisms, causing undesirable effects (Ghosal et al., 2016; Vijayanand et al., 2023). PAHs are persistent compounds characterized by a stable structure and low bioavailability. They enter the environment through natural and industrial routes (Lamichhane et al., 2016; Premnath et al., 2021). The most relevant are 16 priority PAHs, including phenanthrene. The tricyclic PAH representative is found in almost all aquatic ecosystems (Montgomery et al., 2020),often used as a model compound in studying the biodegradation conditions of PAHs (Seo et al., 2009; Gao et al., 2013; Li et al., 2024).

Water intakes located in riparian zones and quickly interacting with the surface waters (riverbank filtration zone, RBF) are of particular importance (Shen et al., 2024). The vertical migration of PAHs in natural conditions includes several stages (Sun et al., 2010): transfer with suspended particles under the action of gravity to the soil surface (in terrestrial ecosystems) or to bottom sediments (in river ecosystems); accumulation of these compounds and pollution of the aeration zone; further convection and dispersion of PAHs as a part of complex organic matters (OM) under aeration conditions and secondary contamination of the aquifer when PAHs enter the groundwaters (GW).

Long-term monitoring of the groundwaters in the Amur-Tunguska interfluve has shown that natural waters are constantly and chronically polluted with persistent OM. The dominant pollutant was phenanthrene; it was recorded in all seasons (Kulakov and Kondratyeva, 2008; Kondratyeva and Andreeva, 2018). After PAHs pollution of the surface waters of the Amur River, vertical migration of PAHs into bottom sediments is inevitable and, through river filtration they penetrate into the deeper layers of the Tunguska groundwater deposit (Kulakov et al., 2021).

In aquatic environments, phenanthrene undergoes various abiotic and biotic changes that can entail formation of more toxic compounds, such as methylated benzene derivatives (BTEX products) (Premnath et al., 2021; Zanello et al., 2021). In addition, PAHs interact with humic substances and metals. Toxic heavy metals, Cu (II), Cd (II), Zn (II), Ni (II), and Cr (VI) are known to occur in PAH-contaminated sites, which neg-

*Corresponding author.
E-mail address: zoyana2003@mail.ru (Z.N. Litvinenko)

Received: June 07, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

atively affect their biotransformation (Liu et al., 2017; Li et al., 2024).

Microorganisms play an important role in the degradation processes of phenanthrene. Previously, PAHs were considered to be poorly susceptible to biodegradation due to their stability in natural components of the environment. However, recentlynew species and multispecies microbial consortia that participate in PAHs transformation have been increasingly discussed (Wang et al., 2023; Li et al., 2025).

The main factors influencing the microbial transformation of PAHs are the composition and structure of organic matter contained in the aqueous phase, the number and type of microorganisms, physical factors (temperature, humidity, pH, etc.), as well as the origin and molecular characteristics of PAHs (Wang et al., 2021, Vijayanand et al., 2023). It was found that the transformation of PAHs is directly related to the adaptive potential of microbial communities, which depends on the frequency and periodicity of the introduction of PAHs into natural environments (Gopinath and Ramasamy, 2012).

In this regard, the aim of the work was to study the features of the transformation of hydrophobic polycyclic aromatic compounds, using phenanthrene as an example, by microbial complexes of groundwater.

2. Materials and methods

The objects of this study were microbial complexes from the groundwater of the Tunguska deposit (Far East, Russia). Water samples were taken in August, 2019 from the observation wells located in the riverbank filtration (RBF) zone at a distance of 50 m from the bank at different depths: 15, 30, 45 m. At this distance from the bank, the maximum influence of river waters (Pemzenskaya channel, Amur River) is recorded.

Experimental modeling of phenanthrene transformation was performed at different temperatures(23°C and 4°C) under sterile conditions, in triplicate using microorganism cultivation methods,. Nutrient mineral medium of the following composition was used, g/L: KH_2PO_4— 1.33; K_2HPO_4— 2.67; NH_4Cl— 1; Na_2SO_4—2; KNO_3— 2; $FeSO_4 \cdot 7H_2O$— 0.001; $MgSO_4 \cdot 7H_2O$— 0.1. Phenanthrene (2%) was added as a carbon source. Transformation of phenanthrene was accompanied by changes in visual parameters of the culture liquid: color, optical density, formation of biofilms. Determination of phenanthrene transformation products in vitro was carried out on the 90th day of cultivation with use of gas chromatography (Crystal-5000.1), HP-FFAP column (50 m; 0.320 mm; 0.50 μm) at a temperature range of 45–200°C in the Center for Environmental Monitoring, IWEP FEB RAS, analyst G.M. Filippova.

The content of priority PAHs in groundwater of the Tunguska deposit (Table 1) was carried out in the certified analytical laboratory of the Regional Center for Environmental Monitoring of the Natural Environment of the Khabarovsk Territory Department for Civil Defense, Emergencies and Fire Safety with use of high-performance liquid chromatography (HPLC) (Shimadzu LC-20 with a spectrofluorometric detector) in accordance with PND F 14.1:2:4.70-96.

3. Results and Discussion

3.1. Content of PAHs in groundwater

An important role in the processes of PAH transformation and self-purification of aquatic ecosystems is played by microorganisms with high adaptive capacity and plasticity of metabolic processes. The data obtained as part of environmental monitoring conducted by the Institute of the Water and Ecology Problems, FEB RAS from 2012 to 2019 confirm the regular presence of

Table 1. Content of PAHs in groundwater of Tunguska field (March, October 2016)

Components, (μg/dm³)	Wells								
	1-15	2-30	3-45	4-15	5-30	6-40	7-20	8-40	9-55
	Distance from the river bank 50m			Distance from the river bank 500m			Distance from the river bank 1500m		
March, 2016									
Phenanthrene	**0.054**	**0049**	**0.055**	**0016**	**0.022**	**0.035**	**0051**	**00074**	**0062**
Fluorene	0016	0014	0014	< 0.006	< 0006	00092	0.014	< 0.006	0020
October, 2016									
Phenanthrene	**0.018**	**0.039**	**0.15**	**0.13**	**0.056**	**0.057**	**0.070**	**0.065**	**0.0047**
Fluorene	< 0.006	< 0.006	0.027	0.016	< 0.006	0.0063	0.012	0.011	0.0081
Anthracene	0.0053	< 0.001	1.9	1.5	< 0.001	0.024	0.013	0.011	< 0.001
Fluoranthene	< 0.02	< 0.02	0.026	0.050	< 0.02	0.025	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Piren	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.020	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Chrysene	< 0.003	< 0.003	0.031	0.011	0.0076	0.013	0.032	< 0.003	< 0.003
Benz(c) fluoranthene	< 0.001	0.0096	< 0.001	0.001	0.001	< 0.001	0.0016	< 0.001	< 0.001
Benz(a)pyrene	< 0.001	0.0020	< 0.001	< 0.001	0.057	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

various PAH representatives in the samples from the Tunguska field (Kondratyeva and Andreeva, 2018), among which phenanthrene was one of the most common. It was previously shown that in the spring and summer of 2014, phenanthrene was detected in the surface layers of the aquifer (0.018 μg/dm^3). According to the data obtained in 2015, the presence of phenanthrene was recorded groundwater sampled in June (0.011-0.021 μg/dm^3), and in October its concentration decreased (0.0063-0.0069 μg/dm^3).

In October 2016 (Table 1), a pronounced vertical stratification of phenanthrene content in the groundwater was recorded at a distance of 50 m from the bank, with its accumulation in deeper layers of the aquifer. In wells located at a distance of 500 and 1500 m from the bank, another pattern was established: the content of phenanthrene was changed with the depth of the aquifer. This can significantly affect the quality of groundwater due to the succession of microbial communities involved in the transformation of organic matter, including PAHs.

In the spring of 2019, a rich diversity of organic matter of various genesis (78 components) was detected in well 2-30 (50 m from the bank) with use of the chromatograph mass spectrometry method, compared to surface river waters (54 components). Among them, the maximum number of aromatic compounds with methyl groups was recorded, which belong to the category of substances with poorly studied toxicity. Their entry into the groundwater is associated with spring snowmelt and infiltration of soil solution into the aquifer.

3.2. Seasonal microbiological studies in 2019

Seasonal analyses of the abundance of microbial complexes in the GW in the RBF zone showed the maximum abundance of two physiological groups of bacteria in August 2019. A significant increase in the abundance of cultivated heterotrophic bacteria was in the upper layer of the aquifer (1-15) up to 3000 CFU/mL (Fig. 1a), compared to river waters (RW) – about 1000 CFU/mL. Ammonifying bacteria dominated the microbial community (Fig. 1b). This may be due to intense precipitation and influx of various nitrogen-containing OM with the surface runoff and RW. Waterlogged soils played a significant role in the influx of OM into the aquifer.

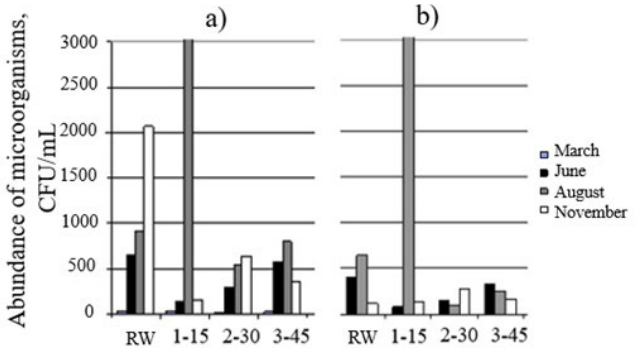


Fig.1. Seasonal dynamics in the abundance of cultivated heterotrophic bacteria (a) and ammonifying bacteria (b) from the groundwater of the Tunguska field, river bank filtration zone, 2019.

3.3. Effect of temperature on the composition of phenanthrene transformation products

Recentclimate changes have led to intense temperature fluctuations in the groundwater, which possibly affect the development scenarios of microbial transformations in organic matter, and in some cases activate it (Benz et al., 2024). As a result of experimental modeling of phenanthrene transformation by microbial consortia from GW underdifferent temperature conditions (23°C and 4°C), variations in the composition of transformation products were established depending on the depth of the aquifer (Table 2). The transformation process was accompanied by the change in the optical density of the culture fluid and biofilm formation on the phenanthrene particles.

At a temperature of 23°C, active transformation of phenanthrene with the formation of toxic BTEX products (benzene, toluene, ethylbenzene, xylene) occurred in the upper layers of aquifer (1-15), and with the participation of microorganisms from the lower layer of aquifer (3-45), volatile aromatic compounds were absent.

At a temperature of 4°C, the maximum activity towards phenanthrene was demonstrated by microbiocenoses from the lower layers of the aquifer (3-45), which were adapted to the natural temperature regime (4-6°C). At a low temperature, the total content of microbial metabolism products was significantly higher

Table 2. Products of microbial transformation of phenanthrene at different temperature

Samples	Transformation products, μg/cm^3 23°C						Total
	benzene	ethylbenzene	toluene	*o*-xylene	*m*-xylene	*p*-xylene	
1-15	0.0009	0.001	0.0023	0.0014	0.0006	-	0.0062
2-30	0.0005	0.0003	0.0029	0.0006	0.0002	-	0.0045
3-45	-	-	-	-	-	-	-
Transformation products, μg/cm^3 4°C							
1-15	-	-	0.0005	0.0004	-	-	0.0009
2-30	0.0003	0.0006	0.0012	0.0009	0.0005	-	0.0035
3-45	0.0168	0.0061	0.0125	0.0107	0.0057	0.0064	0.058

than at a temperature of 23°C. The minimum content of BTEX products at this temperature was established in the culture liquid with the participation of microorganisms from the surface layer of the aquifer.

The increase in the concentrations of BTEX products during the transformation of phenanthrene at low temperatures by microbial communities from the lower layer of the aquifer may be associated not only with microbial activity, but also with the accumulation of toxic elements that can inhibit the development of some representatives of the microbial consortium.

It is worth noting that among the phenanthrene transformation products, the highest concentrations were recorded for toluene and benzene. These compounds are known to have higher mobility in the dissolved phase and are capable of accumulating in the aquatic environment (Zanello et al., 2021), which causes additional risks for the underground hydrosphere.

4. Conclusions

As a result of the conducted studies on the example of phenanthrene, it was established that the transformation of PAHs by microbial complexes of the GW can be carried out at different temperatures (23°C and 4°C) and depends on the activity and adaptive characteristics of microbial complexes present *in situ* at different depths of the GW. Toxic BTEX intermediates, which formed during the phenanthrene transformation, can cause pollution of groundwater ecosystems and act as a risk factor in the implementation of water treatment processes.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

Benz S.A., Irvine D.J., Rau G.C. et al. 2024. Global groundwater warming due to climate change. Nature Geoscience 17 (6): 545-551. DOI: 10.1038/s41561-024-01453-x

Gao S., Seo J., Wang J. et al. 2013. Multiple degradation pathways of phenanthrene by Stenotrophomonas maltophilia C6. International Biodeterioration and Biodegradation Journal 79: 98-104. DOI: 10.1016/j.ibiod.2013.01.012

Ghosal D., Ghosh S., Dutta T.K. et al. 2016. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. Frontiers in Microbiology 15 (7):1837. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01837

Gopinath M., Ramasamy D. 2012. Microbial degradation of toluene. Review. African Journal of Biotechnology 11(96): 16210-16219. DOI: 10.5897/AJB12.2251

Kondratyeva L.M., Andreeva D.V. 2018. Effect of a flood in the Amur River on organic matter dynamics in groundwater. Water Resources 45(6): 887-896. DOI: 10.1134/S009780781806009X

Kulakov V.V., Kondratyeva L.M. 2008. Biogeokhimicheskie aspekty ochistki podzemnyh vod Priamurya. Tihookeanskaya geologiya [Pacific Geology] 27(1): 109-118. (in Russian)

Kulakov V.V., Shtengelov R.S., Matveenko D.V. 2021. Interaction of ground and surface water in Khabarovsk water node area. Earth sciences and subsoil use 44(2): 151-158. DOI: 10.21285/2686-9993-2021-44-2-151-158

Lamichhane S., Krishna K., Sarukkalige R. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. Chemosphere 148: 336-353. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.036

Li J., Peng W., Yin X. et al. 2024. Identification of an efficient phenanthrene - degrading *Pseudarthrobacter sp.* L1SW and characterization of its metabolites and catabolic pathway. Journal of Hazardous Materials 465: e133138. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.133138

Li Y., Chen H., Li W. et al. 2025. A novel immobilized bacteria consortium enhanced remediation efficiency of PAHs in soil: Insights into key removal mechanism and main driving factor. Journal of Hazardous Materials 486: e137144. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.137144

Liu S.H., Zeng G.M., Niu Q.Y. et al. 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. Bioresource Technology 224: 25-33. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.11.095

Montgomery M.T., Boyd T.J., Hall N.S. et al. 2020. Ecosystem capacity for microbial biodegradation of munitions and phenanthrene in three coastal waterways in North Carolina, United States. American Chemical Society Omega 5(13): 7326-7341. DOI: 10.1021/acsomega.9b04188

Premnath N., Mohanrasu K., Guru R. et al. 2021. A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons - Environmental occurrence and strategies for microbial degradation. Chemosphere 280: e130608. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.13

Seo J., Keum Y., Li Q. 2009. Bacterial degradation of aromatic compounds. International Journal of Environmental Research and Public Health 6: 278-309. DOI: 10.3390/ijerph6010278

Shen X., Dong W., Su X. et al. 2024. Overload of dissolved organic matter (DOM) in riparian infiltration zone increasing the pollution risk of naphthalene, insight from the competitive inhibition of naphthalene biodegradation by DOM. Water Resources 264: e122251. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122251. PMID: 39146851.

Sun D., Li X.Q., Pan X.F. 2010. Migration distribution features of phenanthrene in aquifer. Advanced materials research 113-116: 2362-2367. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362

Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R. et al. 2023. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate. Environmental Research 227: e115716. DOI: 10.1016/j.envres.2023.115716

Wang M., Zhang W., He T. et al. 2023. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments by a symbiotic system consisting of algae and bacteria: green and sustainable technology. Archives of Microbiology 206(1):10. DOI: 10.1007/s00203-023-03734-2

Wang Y., Nie M., Diwu Z. et al. 2021. Toxicity evaluation of the metabolites derived from the degradation of phenanthrene by one of a soil ubiquitous PAHs-degrading strain Rhodococcus qingshengii FF. Journal of Hazardous Materials 415: e125657. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125657

Wang Z., Meng Q., Sun K. et al. 2024. Spatiotemporal Distribution, Bioaccumulation, and Ecological and Human Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water: A Comprehensive Review. Sustainability 16: e10346. DOI: 10.3390/su162310346

Zanello V., Scherger L.E., Lexow C. 2021. Assessment of groundwater contamination risk by BTEX from residual fuel soil phase. SN Applied Sciences 3 (3): 307. DOI: 10.1007/s42452-021-04325-w

Краткое сообщение

Микробная трансформации гидрофобных полиароматических углеводородов с образованием токсичных производных бензола

Литвиненко З.Н.[1,2]*, Кондратьева Л.М.[1]

[1] *Институт водных и экологических проблем, Дальневосточного отделения Российской Академии наук, Хабаровского федерального исследовательского центра, Дикопольцева, 56, г. Хабаровск, 680000, Россия*
[2] *Дальневосточный государственный университет путей сообщения, Серышева, 47, г. Хабаровск, 680000, Россия*

АННОТАЦИЯ. В работе рассмотрены особенности микробной трансформации фенантрена в подземных водах в зоне береговой фильтрации. Данные сезонного мониторинга подземных вод, проводимые ИВЭП ДВО РАН, подтвердили присутствие фенантрена в пробах воды. Результаты экспериментального моделирования показали, что на процесс трансформации фенантрена значительное влияние оказывают температурный фактор и адаптационный потенциал микробных сообществ, присутствующих на различной глубине водоносного горизонта. Трансформация фенантрена микробными консорциумами сопровождается изменением оптической плотности культуральной жидкости и образованием биопленок на частицах субстрата, помимо этого, происходит образование токсичных метилированных продуктов (производных бензола), которые могут оказывать отрицательное влияние на качество воды и процесс водоподготовки.

Ключевые слова: Микробные комплексы, подземные воды, фенантрен, трансформация, токсичные интермедиаты

Для цитирования: Литвиненко З.Н., Кондратьева Л.М. Микробная трансформации гидрофобных полиароматических углеводородов с образованием токсичных производных бензола // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 437-445. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-437

1. Введение

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) входят в группу приоритетных органических загрязняющих веществ, представляющих серьёзную угрозу для окружающей среды и здоровья населения, вследствие токсичных, мутагенных и/или канцерогенных свойств, а также из-за их трансграничного распространения (Wang et al., 2024). ПАУ вовлекаются в сложные биогеохимические процессы, способны трансформироваться до водорастворимых токсичных соединений и аккумулироваться в органах и тканях различных таксономических групп организмов, вызывая нежелательные эффекты (Ghosal et al., 2016; Vijayanand et al., 2023). ПАУ являются стойкими соединениями, которые характеризуются стабильной структурой и низкой биодоступностью. Они попадают в окружающую среду в результате естественных и промышленных процессов (Lamichhane et al., 2016; Premnath et al., 2021). Наиболее актуальными являются 16 приоритетных ПАУ, включающих фенантрен. Трициклический представитель ПАУ обнаружен практически во всех водных экосистемах (Montgomery et al., 2020), его часто используют в качестве модельного соединения при изучении условий биодеградации ПАУ (Seo et al., 2009; Gao et al., 2013; Li et al., 2024).

Особое значение имеют водозаборы, которые расположены в прибрежной зоне речных долин и тесно взаимосвязаны с поверхностными водами (зона речной береговой фильтрации) (Shen et al., 2024). Процесс вертикальной миграции ПАУ в природных средах включает несколько этапов (Sun et al., 2010): перенос со взвешенными частицами под действием силы тяжести к поверхности грунта (в наземных экосистемах) либо к донным осадкам (в речных экосистемах); аккумуляция этих соединений и загрязнение зоны аэрации; дальнейшие конвекция и дисперсия ПАУ в составе сложных орга-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: zoyana2003@mail.ru (З.Н. Литвиненко)

Поступила: 07 июня 2025; ***Принята:*** 27 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

нических веществ (ОВ) в зоне аэрации и вторичное неточечное загрязнение водоносного горизонта (ВГ) при попадании ПАУ в подземные воды (ПВ).

Многолетний мониторинг подземных вод Амуро-Тунгусского междуречья показал, что природные воды подвержены хроническому загрязнению стойкими органическими веществами. Доминирующую роль играл фенантрен, присутствие которого фиксировали во все сезоны (Кулаков и Кондратьева, 2008; Kondratyeva and Andreeva, 2018). Попадая в поверхностные воды реки Амур, неизбежна вертикальная миграция ПАУ в донные отложения и посредством речной фильтрации – проникновение в более глубокие слои ВГ Тунгусского месторождения (Кулаков и др., 2021).

В водной среде фенантрен подвергается различным абиотическим и биотическим преобразованиям, в результате которых могут образовываться более токсичные соединения, например, метилированные производные бензола (BTEX-продукты) (Premnath et al., 2021; Zanello et al., 2021). ПАУ взаимодействуют с гуминовыми веществами и металлами. Известно, что на загрязненных ПАУ участках встречаются токсичные тяжелые металлы Cu (II), Cd (II), Zn (II), Ni (II) и Cr (VI), которые оказывают негативное влияние на их биотрансформацию (Liu et al., 2017; Li et al., 2024).

Особую роль в процессах деградации фенантрена играют микроорганизмы. Ранее считали, что ПАУ мало подвержены биоразложению из-за своей стабильности в природных компонентах окружающей среды. Однако в последнее время все чаще упоминается о новых видах и мультивидовых микробных консорциумах, активно трансформирующих ПАУ и, в частности, фенантрен (Wang et al., 2023; Li et al., 2025).

Основными факторами, влияющими на микробную трансформацию ПАУ, являются состав и структура органических веществ, содержащихся в водной фазе, количество и тип микроорганизмов в культуре, физические факторы (температура, влажность, pH и др.), а также происхождение и молекулярные характеристики ПАУ (Wang et al., 2021, Vijayanand et al., 2023). Также установлено, что трансформация ПАУ напрямую связана с адаптационным потенциалом микробоценозов, который зависит от частоты и периодичности поступления в природные среды представителей ПАУ (Gopinath and Ramasamy, 2012).

В связи с этим, цель работы заключалась в исследовании особенностей трансформации гидрофобных полициклических ароматических соединений, на примере фенантрена, микробными комплексами подземных вод.

2. Материалы и методы

Объектами исследования являлись микробные комплексы подземных вод Тунгусского месторождения (Дальний Восток, Россия). Пробы воды были отобраны в августе 2019 г из наблюдательных скважин, расположенных в зоне речной береговой фильтрации (РБФ) на расстоянии 50 м от берега с разной глубины: 15, 30, 45 м. На этом расстоянии от берега проявляется максимальное влияние речных вод (протока Пемзенская, р. Амур).

Экспериментальное моделирование трансформации трехциклического представителя ПАУ – фенантрена, осуществляли при различном температурном режиме (23˚С и 4˚С) с применением методов культивирования микроорганизмов, в стерильных условиях, в трехкратной повторности. Использовали питательную минеральную среду следующего состава, г/л: KH_2PO_4— 1.33; K_2HPO_4— 2.67; NH_4Cl— 1; Na_2SO_4—2; KNO_3— 2; $FeSO_4 \cdot 7H_2O$— 0.001; $MgSO_4 \cdot 7H_2O$— 0.1. В нее вносили в качестве источника углерода фенантрен (2%). О трансформации фенантрена судили по изменению визуальных показателей культуральной жидкости: цветность, образование биопленок на частицах фенантрена. Определение продуктов трансформации фенантрена *in vitro* проводили на 90 сутки культивирования с помощью газовой хроматографии (Кристалл-5000.1), колонка HP-FFAP (50 м; 0,320мм; 0,50 мкн) при интервале температур 45–200˚С в Центре коллективного пользования ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга”, аналитик Филиппова Г.М. Содержание приоритетных ПАУ в подземных водах Тунгусского месторождения (Таблица 1) проводили в сертифицированной аналитической лаборатории Краевого центра экологического мониторинга природной среды “Управления по делам ГО ЧС и ПБ Хабаровского края” методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) (Shimadzu LC-20 со спектро-флуорометрическим детектором) согласно ПНД Ф 14.1:2:4.70-96.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Содержание ПАУ в подземных водах

Важную роль в процессах трансформации ПАУ и самоочищения водных экосистем выполняют микроорганизмы, обладающие высокими адаптационными способностями и пластичностью обменных процессов. Данные, полученные в рамках экологического мониторинга, проводимого ИВЭП ДВО РАН с 2012-2019 гг, подтверждают регулярное присутствие в пробах ПВ Тунгусского месторождения различных представителей ПАУ (Kondratyeva and Andreeva, 2018), среди которых одним из самых распространенных оказался фенантрен. Ранее было показано, что в весенний и летний период 2014 г фенантрен был обнаружен в поверхностных слоях ВГ (0,018 мкг/дм^3). Согласно данным, полученным в 2015 г присутствие фенантрена было зафиксировано в июньских пробах подземных вод (0,011-0,021 мкг/дм^3), а в октябре его концентрация снижалась (0,0063-0,0069 мкг/дм^3).

В октябре 2016 г (Таблица 1) отмечена ярко выраженная вертикальная стратификация содержания фенантрена в подземных водах на расстоянии 50 м от берега, с его аккумуляцией в более глубоких слоях ВГ. В пробах подземных вод из скважин,

Таблица 1. - Содержание ПАУ в ПВ Тунгусского месторождения (март, октябрь, 2016)

Компоненты, (мкг/дм³)	Скважины								
	1-15	2-30	3-45	4-15	5-30	6-40	7-20	8-40	9-55
	Расстояние от берега 50 м			Расстояние от берега 500 м			Расстояние от берега 1500 м		
Март, 2016									
Фенантрен	**0,054**	**0,049**	**0,055**	**0,016**	**0,022**	**0,035**	**0,051**	**0,0074**	**0,062**
Флуорен	0,016	0,014	0,014	< 0,006	< 0,006	0,0092	0,014	< 0,006	0,020
Октябрь, 2016									
Фенантрен	**0,018**	**0,039**	**0,15**	**0,13**	**0,056**	**0,057**	**0,070**	**0,065**	**0,0047**
Флуорен	< 0,006	< 0,006	0,027	0,016	< 0,006	0,0063	0,012	0,011	0,0081
Антрацен	0,0053	< 0,001	1,9	1,5	< 0,001	0,024	0,013	0,011	< 0,001
Флуорантен	< 0,02	< 0,02	0,026	0,050	< 0,02	0,025	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Пирен	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,020	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Хризен	< 0,003	< 0,003	0,031	0,011	0,0076	0,013	0,032	< 0,003	< 0,003
Бенз(к) флуорантен	< 0,001	0,0096	< 0,001	0,001	0,001	< 0,001	0,0016	< 0,001	< 0,001
Бенз(а)пирен	< 0,001	0,0020	< 0,001	< 0,001	0,057	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

удаленных на расстоянии 500 и 1500 м от берега, установлено изменение содержания фенантрена с глубиной водоносного горизонта. Это может существенно влиять на качество подземных вод вследствие сукцессии микробных сообществ, участвующих в трансформации органических веществ, включая ПАУ.

В весенний период 2019 г в скважине 2-30 (50 м от берега) методом хроматомасс-спектрометрии было обнаружено богатое разнообразие ОВ различного генезиса (78 компонентов), по сравнению с поверхностными речными водами (54 компонента). Среди них было обнаружено максимальное количество ароматических соединений с метильными группами, которые относятся к категории веществ с мало изученной токсичностью. Их поступление в ПВ связано с весенним снеготаянием и инфильтрацией в водоносный горизонт почвенного раствора.

3.2. Сезонные микробиологические исследования в 2019 г

Согласно сезонному анализу численности микробных комплексов в ПВ в зоне РБФ максимальное количество двух физиологических групп бактерий было установлено в августе 2019 г. Существенное увеличение численности культивируемых гетеротрофных бактерий отмечено в верхнем слое ВГ (1-15) до 3000 КОЕ/мл (Рис. 1а), по сравнению с речными водами (РВ) - около 1000 КОЕ/мл. Доминирующую роль в структуре микробного сообщества играла группа аммонифицирующих бактерий (Рис. 1б). Это может быть связано с интенсивными атмосферными осадками и поступлением различных азотсодержащих ОВ с поверхностным стоком и речными водами. Значительную роль в поступлении ОВ в водоносный горизонт играли переувлажненные почвы

3.3. Влияние температуры на состав продуктов трансформации фенантрена

В последнее время за счет климатических изменений подземные воды подвергаются интенсивным колебаниям температурного режима, что может повлиять на сценарии развития процессов микробной трансформации ОВ, а в некоторых случаях их активизировать (Benz et al., 2024). В результате экспериментального моделирования трансформации фенантрена микробными консорциумами из ПВ при различном температурном режиме (23°С и 4°С) были установлены различия в составе продуктов трансформации в зависимости от глубины ВГ (Таблица 2). Процесс трансформации сопровождался изменением оптической плотности культуральной жидкости и формированием биопленок на частицах фенантрена.

При температуре 23°С активная трансформация фенантрена с образованием токсичных BTEX-продуктов (бензол, толуол, этилбензол, ксилол) происходила в верхних слоях ВГ (1-15), а при уча-

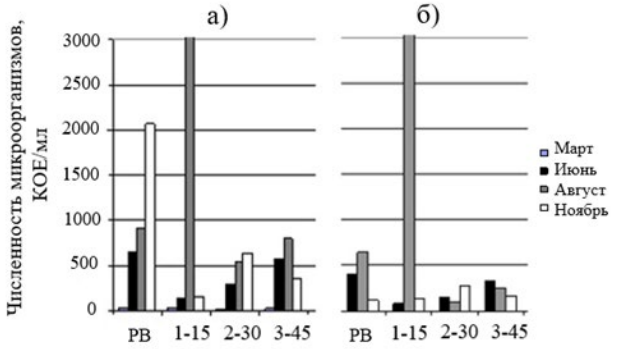


Рис.1. Сезонная динамика численности культивируемых гетеротрофных бактерий (а) и аммонифицирующих бактерий (б) в подземных водах Тунгусского месторождения в зоне речной береговой фильтрации в 2019 г.

Таблица 2. Продукты микробной трансформации фенантрена при разной температуре

Пробы	Продукты трансформации, мкг/см³ 23°C						Всего
	бензол	этилбензол	толуол	*о*-ксилол	*т*-ксилол	*р*-ксилол	
1-15	0,0009	0,001	0,0023	0,0014	0,0006	-	0,0062
2-30	0,0005	0,0003	0,0029	0,0006	0,0002	-	0,0045
3-45	-	-	-	-	-	-	-
Продукты трансформации, мкг/см³ 4°C							
1-15	-	-	0,0005	0,0004	-	-	0,0009
2-30	0,0003	0,0006	0,0012	0,0009	0,0005	-	0,0035
3-45	0,0168	0,0061	0,0125	0,0107	0,0057	0,0064	0,058

стии микроорганизмов из нижнего слоя ВГ (3-45) летучие ароматические соединения отсутствовали.

При температуре (4°C) максимальную активность по отношению к фенантрену проявляли микробоценозы из нижних слоев ВГ (3-45), которые адаптированы к природному температурному режиму (4-6°C). При низкой температуре суммарное содержание продуктов микробного метаболизма было значительно выше, чем при температуре 23°C. Минимальное содержание BTEX-продуктов при этой температуре было установлено в культуральной жидкости при участии микроорганизмов из поверхностного слоя ВГ.

Увеличение концентраций BTEX-продуктов в процессе трансформации фенантрена при низкой температуре микробоценозами из нижнего слоя ВГ может быть связано не только с микробной активностью, а также с накоплением токсичных элементов, которые могут ингибировать развитие некоторых представителей микробного консорциума.

Стоит отметить, что среди продуктов трансформации фенантрена, максимальные концентрации были характерны для толуола и бензола. Известно, что эти соединения имеют более высокую подвижность в растворенной фазе и способны накапливаться в водной среде (Zanello et al., 2021), что обуславливает возникновение дополнительных рисков для подземной гидросферы.

4. Выводы

В результате проведенных исследований на примере фенантрена было установлено, что трансформация ПАУ микробными комплексами ПВ может осуществляться при различной температуре (23°C и 4°C) и зависит от активности и адаптационных характеристик микробоценозов, присутствующих *in situ* на различных глубинах ВГ. Образующиеся в результате трансформации фенантрена токсичные BTEX-интермедиаты могут вызывать загрязнение подземных экосистем и выступать в качестве фактора риска при реализации процессов водоподготовки.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Кулаков В.В., Кондратьева Л.М. 2008. Биогеохимические аспекты очистки подземных вод Приамурья. Тихоокеанская геология 27(1): 109-118.

Кулаков В.В., Штенгелов Р.С., Матвеенко Д.В. 2021. Взаимодействие подземных и поверхностных вод в зоне Хабаровского водного узла. Науки о Земле и недропользование 44(2): 151-158. DOI: 10.21285/2686-9993-2021-44-2-151-158

Benz S.A., Irvine D.J., Rau G.C. et al. 2024. Global groundwater warming due to climate change. Nature Geoscience 17 (6): 545-551. DOI: 10.1038/s41561-024-01453-x

Gao S., Seo J., Wang J. et al. 2013. Multiple degradation pathways of phenanthrene by Stenotrophomonas maltophilia C6. International Biodeterioration and Biodegradation Journal 79: 98-104. DOI: 10.1016/j.ibiod.2013.01.012

Ghosal D., Ghosh S., Dutta T.K. et al. 2016. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. Frontiers in Microbiology 15 (7):1837. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01837

Gopinath M., Ramasamy D. 2012. Microbial degradation of toluene. Review. African Journal of Biotechnology 11(96): 16210-16219. DOI: 10.5897/AJB12.2251

Kondratyeva L.M., Andreeva D.V. 2018. Effect of a flood in the Amur River on organic matter dynamics in groundwater. Water Resources 45(6): 887-896. DOI: 10.1134/S009780781806009X

Lamichhane S., Krishna K., Sarukkalige R. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. Chemosphere 148: 336-353. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.036

Li J., Peng W., Yin X. et al. 2024. Identification of an efficient phenanthrene - degrading *Pseudarthrobacter sp.* L1SW and characterization of its metabolites and catabolic pathway. Journal of Hazardous Materials 465: e133138. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.133138

Li Y., Chen H., Li W. et al. 2025. A novel immobilized bacteria consortium enhanced remediation efficiency of PAHs in soil: Insights into key removal mechanism and main driving factor. Journal of Hazardous Materials 486: e137144. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.137144

Liu S.H., Zeng G.M., Niu Q.Y. et al. 2017. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. Bioresource Technology 224: 25-33. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.11.095

Montgomery M.T., Boyd T.J., Hall N.S. et al. 2020. Ecosystem capacity for microbial biodegradation of munitions and phenanthrene in three coastal waterways in North Carolina, United States. American Chemical Society Omega 5(13): 7326-7341. DOI: 10.1021/acsomega.9b04188

Premnath N., Mohanrasu K., Guru R. et al. 2021. A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons -

Environmental occurrence and strategies for microbial degradation. Chemosphere 280: e130608. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.13

Seo J., Keum Y., Li Q. 2009. Bacterial degradation of aromatic compounds. International Journal of Environmental Research and Public Health 6: 278-309. DOI: 10.3390/ijerph6010278

Shen X., Dong W., Su X. et al. 2024. Overload of dissolved organic matter (DOM) in riparian infiltration zone increasing the pollution risk of naphthalene, insight from the competitive inhibition of naphthalene biodegradation by DOM. Water Resources 264: e122251. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122251 PMID: 39146851.

Sun D., Li X.Q., Pan X.F. 2010. Migration distribution features of phenanthrene in aquifer. Advanced materials research 113-116: 2362-2367. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.113-116.2362

Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R. et al. 2023. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate. Environmental Research 227: e115716. DOI: 10.1016/j.envres.2023.115716

Wang M., Zhang W., He T. et al. 2023. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environments by a symbiotic system consisting of algae and bacteria: green and sustainable technology. Archives of Microbiology 206(1):10. DOI: 10.1007/s00203-023-03734-2

Wang Y., Nie M., Diwu Z. et al. 2021. Toxicity evaluation of the metabolites derived from the degradation of phenanthrene by one of a soil ubiquitous PAHs-degrading strain Rhodococcus qingshengii FF. Journal of Hazardous Materials 415: e125657. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125657

Wang Z., Meng Q., Sun K. et al. 2024. Spatiotemporal Distribution, Bioaccumulation, and Ecological and Human Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water: A Comprehensive Review. Sustainability 16: e10346. DOI: 10.3390/su162310346

Zanello V., Scherger L.E., Lexow C. 2021. Assessment of groundwater contamination risk by BTEX from residual fuel soil phase. SN Applied Sciences 3 (3): 307. DOI: 10.1007/s42452-021-04325-w

Evidence of Tunguska 1908 Event in the sediments of two lakes in Evenkia (Siberia, Russia)

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Rogozin D.Y.[1,2]*, Nazarova L.B.[1,3], Frolova L.A.[1,4], Nigmatullin N.M.[3], Syrykh L.S.[5], Golovatyuk L.V.[6], Bolobanshchikova G.N.[1], Dementyev D.V.[1]

[1] *Institute of Biophysics, Siberian Division of the Russian Academy of Sciences (IBP SB RAS), Akademgorodok Str., 50/50, Krasnoyarsk region, Krasnoyarsk, 660036, Russia*
[2] *Siberian Federal University (SibFU), 79 Svobodny Ave, Krasnoyarsk region, Krasnoyarsk, 660041, Russia*
[3] *Kazan (Volga) Federal University, Kremlevskaya18/1, 420008, Kazan, Republic of Tatarstan, Russia*
[4] *Institute of Archaeology and Ethnography, Siberian Division of the Russian Academy of Sciences SB RAS (IAET SB RAS), 17 Ac. Lavrentieva ave., 630090, Novosibirsk, Russia*
[5] *Herzen State Pedagogical University of Russia, 48 Moika emb., 191186 Saint Petersburg, Russia*
[6] *Institute of Ecology of the Volga River Basin RAS, Komzina Str., 10, 445003, Tolyatti, Russia*

ABSTRACT. The Tunguska catastrophe of 1908 (the "Tunguska meteorite") was the most powerful atmospheric explosion of unknown origin in human memory that occurred over the territory of the Evenki district of the Krasnoyarsk region. Traces of any cosmic body have not yet been found. Lakes Zapovednoye and Peyungda are located at a distance of 50-60 km from the supposed epicenter of the Tunguska catastrophe of 1908. In the bottom sediments of lakes Zapovednoye and Peyungda, heterogeneities in the species composition of chironomids and *Cladocera* were found, probably reflecting changes in ecosystems due to the Tunguska catastrophe of 1908. No significant changes in the diatom composition were detected. The new information may be useful as evidence of the reaction of lake ecosystems after a strong impact, and therefore provide new information to the knowledge about the Tunguska catastrophe of 1908.

Keywords: Tunguska 1908 Event, lake sediments, chironomids, cladocerans, diatoms

For citation: Rogozin D.Y., Nazarova L.B., Frolova L.A., Nigmatullin N.M., Syrykh L.S., Golovatyuk L.V., Bolobanshchikova G.N., Dementyev D.V. Evidence of Tunguska 1908 Event in the sediments of two lakes in Evenkia (Siberia, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 446-457. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-446

1. Introduction

The causes of the Tunguska catastrophe of 1908 (hereinafter referred to as TC 1908) are still not clear. However, this mysterious phenomenon, if repeated, could pose a serious danger, so any new information about it is extremely relevant. Italian scientists have put forward a hypothesis that Lake Cheko, located near the epicenter of TC 1908, is a crater from the fall of a fragment of a cosmic body during the Tunguska catastrophe of 1908 (Gasperini et al., 2007). The basis for this hypothesis was the unclear origin of the lake, its funnel-shaped form and relatively large depth of over 50 m. The age of the sediments, as estimated by Gasperini et al. (2007), also supported the validity of this hypothesis. However, our own age estimate, based on ^{137}Cs, ^{210}Pb measurements and annual layer (varve) counts, indicates that the lake is significantly older than the Tunguska catastrophe (Rogozin et al., 2017). In addition, in the vicinity of the epicenter, we studied the Zapovednoye and Peyungda lakes for the first time, and found that the shape and size of these lakes are similar to Lake Cheko, and the age of the sediments is several thousand years (Rogozin et al., 2023). Therefore, the shape of Lake Cheko is not unique, which argues against the hypothesis of its impact origin. Traces of a forest fire, presumably caused by the Tunguska catastrophe, were found in the bottom sediments of Lake Cheko (Rogozin et al., 2022). In the sediments of the Zapovednoye and Peyungda lakes, a layer with an increased content of terrigenous elements was detected, presumably formed as a result of the erosion of the soil cover disturbed by the massive fall of trees during TC 1908 (Darin et al., 2020; Rogozin et al., 2025). In this paper, we analyze the changes in the composition of diatoms, zooplankton and chironomids for lakes Zapovednoye and Peyungda in layers of bottom sediments aged before and after TC 1908, in order to identify possible changes in the lake ecosystems caused by this phenomenon.

*Corresponding author.
E-mail address: rogozin@ibp.ru (D.Y. Rogozin)

Received: July 24, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

2. Materials and methods

Lakes Zapovednoye and Peyungda are located on the Central Tunguska Plateau on the territory of the Tunguska State Nature Reserve (Evenki District of Krasnoyarsk Krai) in the Podkamennaya Tunguska River basin (Fig. 1). Lake Zapovednoye (60°31.688' N, 101°43.740' E) is round, about 500 m in diameter, and has a maximum depth of 60 m. It is located 60 km from the epicenter of the Tunguska catastrophe; the Verkhnyaya Lakura River flows through the lake. Lake Peyungda (60°37.174'N 101°38.442'E) is almost round, about 600 m in diameter, and has a maximum depth of 35 m. It is also located on the Verkhnyaya Lakura River, 12 km upstream from Lake Zapovednoye (Rogozin et al., 2023). Bottom sediment cores were collected in Lake Zapovednoye in March 2015 (Rogozin et al., 2025) and in Lake Peyungda in September 2022 in the central parts of the lakes near the points of maximum depth, using a UWITEC gravity sampler (Austria) with a transparent plastic pipe with a diameter of 90 mm. The coordinates of the sampling points are indicated above. The dating of the upper layers of the cores corresponding to the time of TC 1908 was carried out in Lake Zapovednoye based on the distributions of ^{137}Cs and ^{210}Pb activity (Rogozin et al., 2025). In Lake Peyungda, the dating of the upper layers was also carried out based on the distributions of ^{137}Cs and ^{210}Pb within the framework of this work using a similar technique. The analysis of chironomids, cladocerans and diatoms was carried out using standard previously described methods (Brooks et al., 2007; Korhola and Rautio, 2001; Battarbee, 1986, respectively).

3. Results and Discussion

3.1. Age of sediments of Lake Peyungda

The bottom sediments of Lake Peyungda are finely dispersed dark brown and black silts with a high organic content and a weakly expressed layered structure. The ^{210}Pb distribution profile in the core is satisfactorily approximated by an exponential function, except for the upper sample (Fig. 2). The low ^{210}Pb value in the upper sample can be explained by the loss of the uppermost semi-liquid layers and partial mixing during transportation and core processing. The sedimentation rate calculated from the exponential approximation of the 210Pb profile (Fig. 2) was 0.8 mm year^{-1}, and without taking into account the uppermost layer, this value was 0.7 mm year^{-1}. The distribution of ^{137}Cs has a clearly defined maximum in the depth range of 15 – 35 mm (Fig. 2). Most likely, this is a layer marking the global fallout of radionuclides following nuclear weapons tests on Novaya Zemlya Island in October 1961. This layer is found in the sediments of many bodies of water in the Northern Hemisphere and dates back to 1963 (Krishnaswami and Lal, 1978; Appleby, 2008). The sedimentation rate calculated from the location of the upper and lower boundaries of the ^{137}Cs peak gives a significant scatter, from 15 mm/60 yr = 0.25 to 35 mm/60 yr = 0.58 mm yr-1, respectively. Considering that, according by the distribution of ^{210}Pb, some of the upper layers could have been lost, the ^{137}Cs-based rate should rather be considered underestimated. Therefore, the upper estimate of about 0.6 mm yr^{-1} is closer to the true rate value, and closer to the rates typical of temperate lakes, including the nearby similar Zapovednoye Lake (Rogozin et al., 2025). Thus, the most probable depth interval corresponding to the moment of TK 1908 in the core of Lake Peyungda is estimated by us as 7-8 cm, and in Lake Zapovednoye – 16-17 cm. The difference in sedimentation rates is due to the fact that the moisture content of the sediments in Lake Peyungda is significantly less than in Lake Zapovednoye.

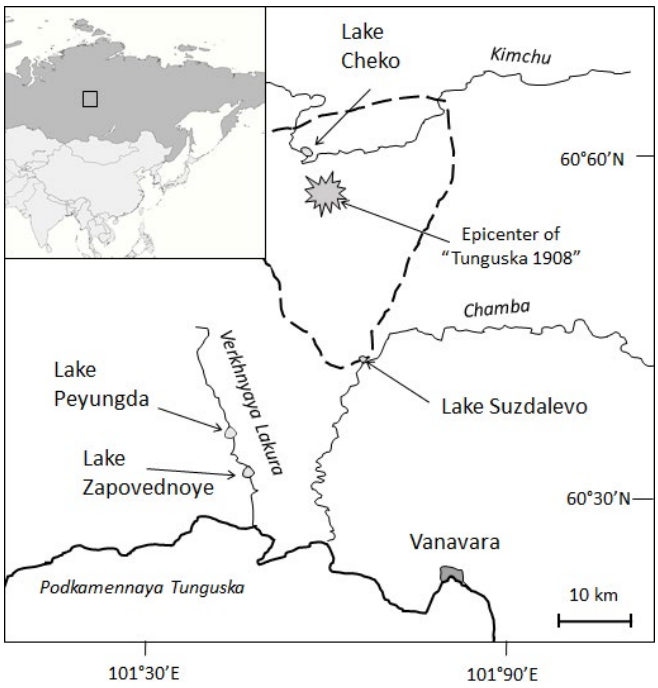


Fig.1. Geographical position of studied lakes. Dashed line indicates the estimated boundary of Tunguska 1908 fire.

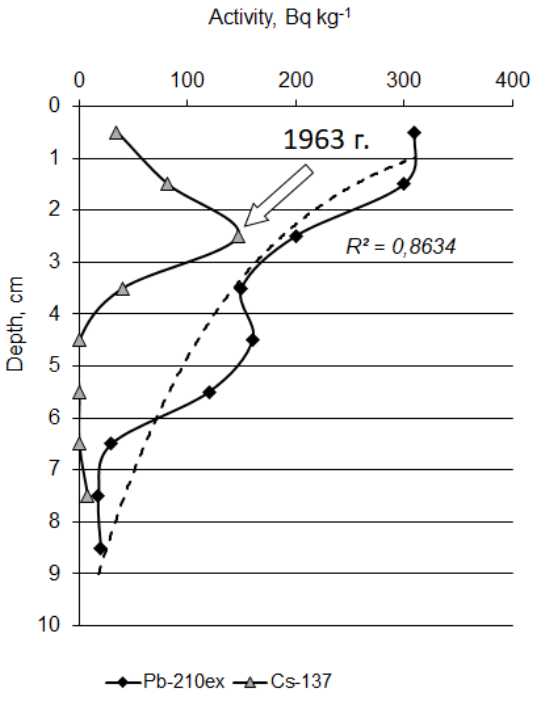


Fig.2. Vertical distributions of ^{137}Cs и ^{210}Pb activies in Lake Peyungda sediments. The arrow indicates the peak of ^{137}Cs corresponding to 1963.

3.2. Chironomids

In the sediments of Lake Zapovednoye at a depth of about 16 cm, in the layers corresponding to the period immediately after the 1908 TC, the number of species *Synorthocladius*, *Nanocladius*, *Eukiefferiella*, as well as *Limnophyes-Paralimnophyes* and *Smittia-Parasmittia* increased significantly compared to the periods before and after, then in the layers of about 1910 the number of the oligotrophic species *Microtendipes pedellus*-type and a number of other species that prefer moderate temperature conditions (*Eukiefferiella claripennis*-, *Tanytarsus pallidicornis*- and *Cricotopus intersectus* -types) increased (Fig. 3). In the sediments of Lake Peyungda, in layers dated to TK 1908 and immediately after, the proportion of species preferring flowing conditions increases significantly compared to the period before 1908, as well as to the later period (Fig. 4). Semi-terrestrial species of *Lasiodiamesa* and *Limnophies-Paralimnophies* reach high numbers.

3.3. Cladocera

In Lake Zapovednoye, in the layer corresponding to TK 1908, a decrease in the number of species to 6 was revealed, while in the adjacent areas of the core it varies from 8 to 13. The number of littoral taxa *Eurycercus* sp., *Biapertura affinis*, *Camptocercus rectirostris* associated with coastal vegetation decreases (Fig. 5), but they reappear in younger layers. In Lake Peyungda, no significant changes in the community were noted after 1908, only a short-term decline in the N2 index reflecting a decrease in taxonomic beta diversity was observed. In addition, the littoral species *Pleuroxus laevis* (Fig. 6) appeared, previously noted in small quantities only in the lowest layer of the core over 4 thousand years old.

3.4. Diatoms

In Lake Zapovednoye, a slight change in the taxonomic composition of diatoms was noted after 1908, namely, a decrease in the abundance of *Tabellaria fenestrate*, *Staurosirella pinnata* and *Ulnaria*. and a short-term increase in the abundance of *Fragillaria vaucheriae*, *Fragillaria capucina* var. *distanns*, *Pseudostaurosira elliptica*, *Staurosira incerta*, *Staurosira venter* (Fig. 7). However, in general, the taxonomic composition remained the same as in the adjacent layers. In Lake Peyungda, the composition of diatoms before and after the TC of 1908 did not undergo noticeable changes (Fig. 8).

4. Discussion

The position of the TC 1908 layer in the cores of both lakes, calculated on the basis of ^{137}Cs and ^{210}Pb isotope distribution data, is further confirmed by the presence of a marker light gray layer. At a depth of about 80 mm, a visually distinguishable light layer with a thickness of 2-3 mm is observed in several cores of Lake Peyungda, including the core studied by us (Darin et al., 2024). Taking into account the inaccuracy of core sampling and cutting, as well as the natural spatial dispersion of the linear sedimentation rate, it can be considered that the origin of this layer is isochronous in all cores (Darin et al., 2024). Based on the sedimentation rates obtained by two independent methods, the upper limit of the age estimate of the light layer at a depth of 80 mm is 80 mm/0.6 mm yr-1 = 133 years, and the lower limit is 80 mm/0.8 mm yr-1 = 100 years or 80 mm/0.7 mm yr-1 = 115 years, which gives sufficient grounds to believe that this layer could have formed as a result of the Tunguska catastrophe of 1908 (115 years ago). A layer similar in color and thickness was previously found in the bottom sediments of Lake

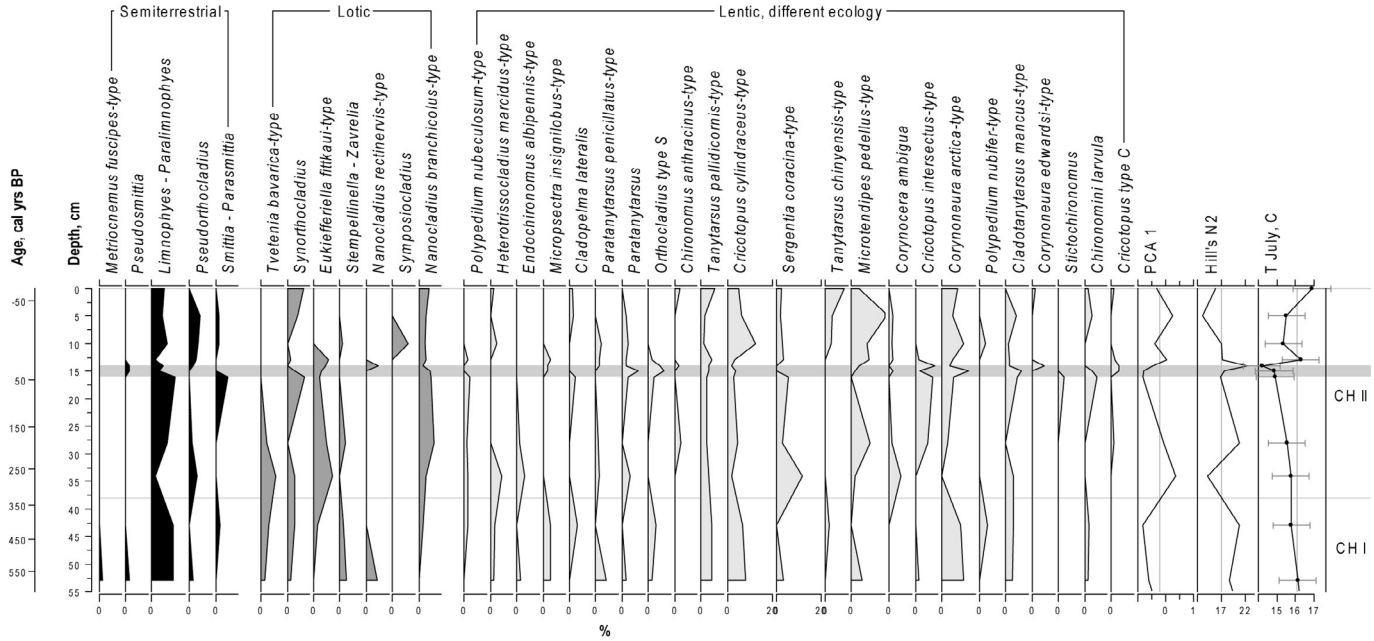


Fig.3. Relative proportions of most abundant chironomid taxa in sediments of Lake Zapovednoye Horizontal grey line shows the sediments layer of Tunguska 1908 (hereinafter on all figures).

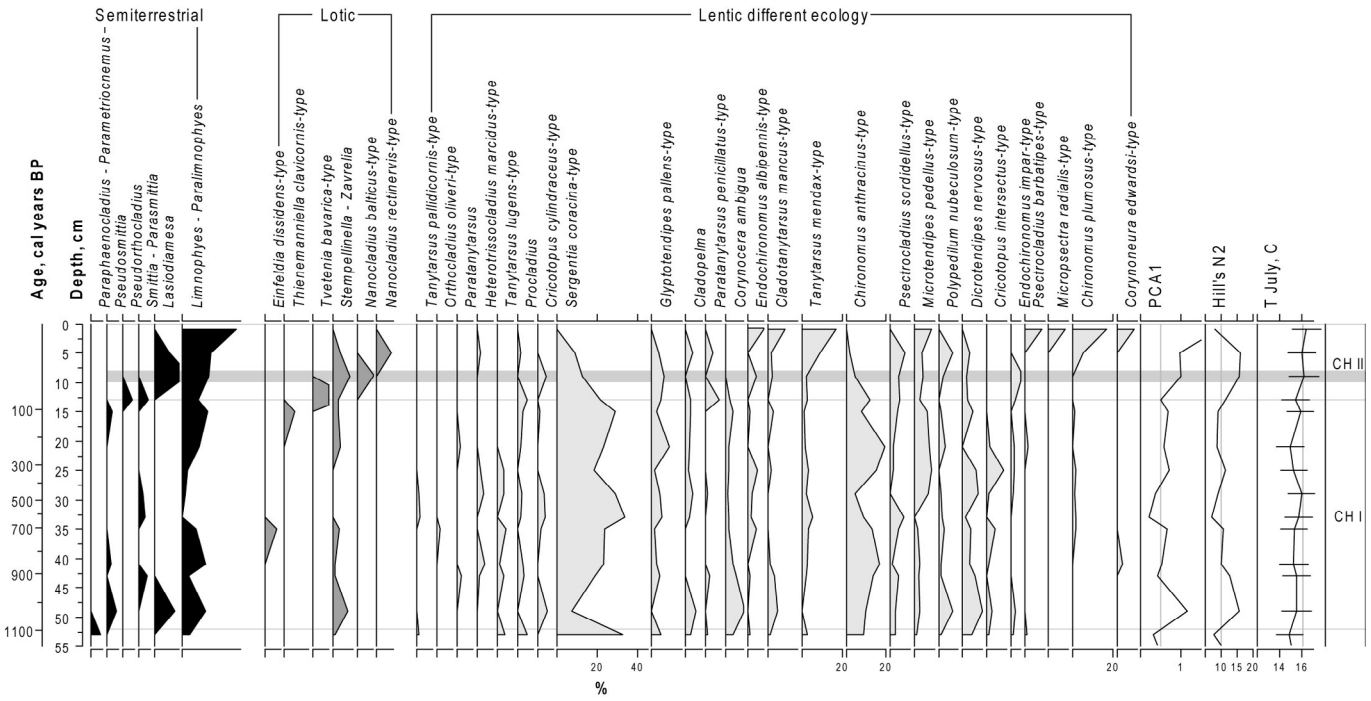


Fig.4. Relative proportions of most abundant chironomid taxa in sediments of Lake Peyungda.

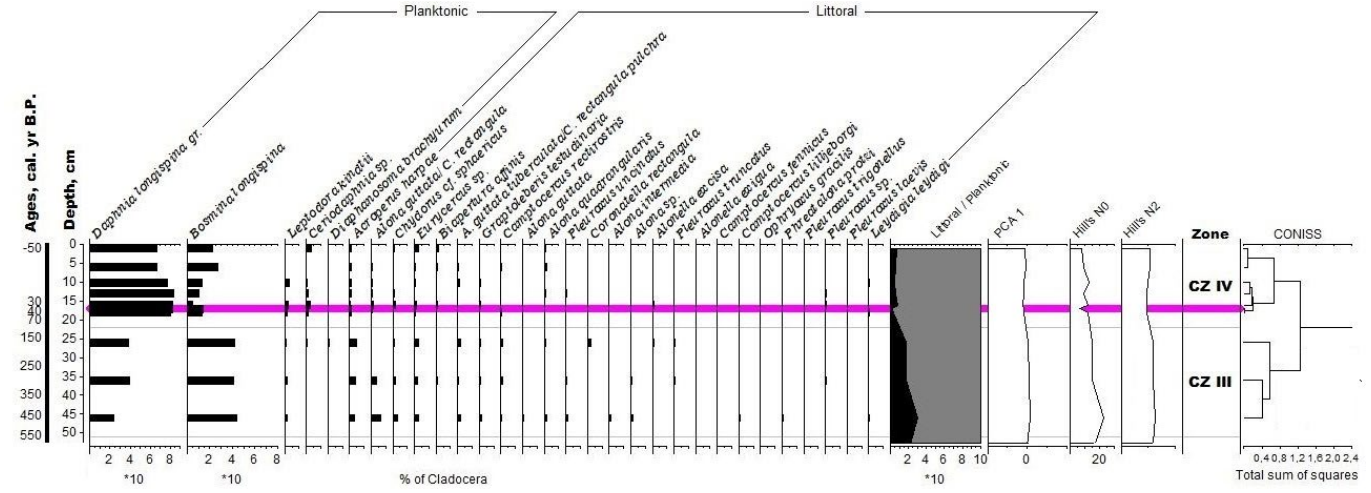


Fig.5. Cladocera taxa in the sediments of Lake Zapovednoye.

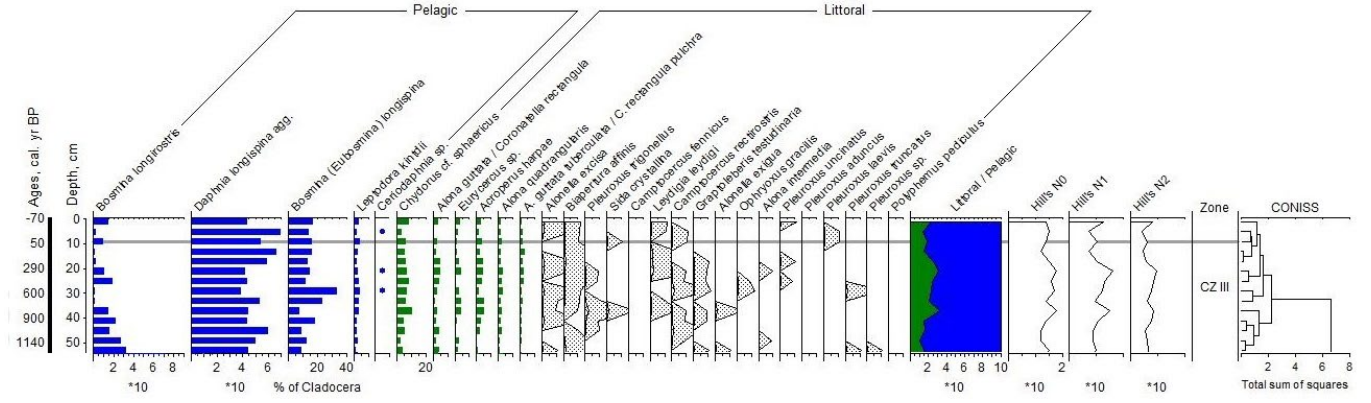


Fig.6. Cladocera taxa in the sediments of Lake Peyungda.

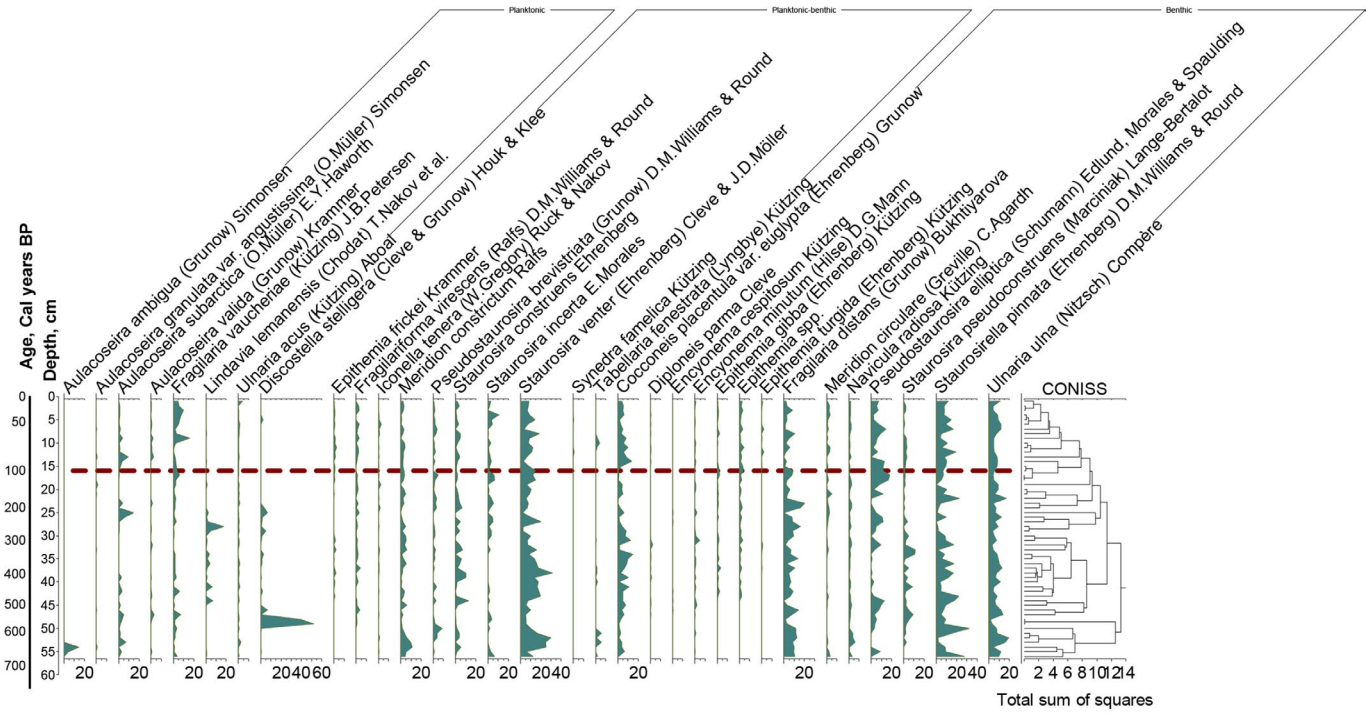


Fig.7. Most abundant diatom taxa in sediments of Lake Zapovednoye.

Zapovednoye; age estimation of this layer using the same methods convincingly showed that it may have appeared in 1908 (Rogozin et al., 2025). The formation of this layer was presumably caused by the erosion of the soil cover, which was disturbed at the time of the TC of 1908 as a result of the massive fall of trees with roots over a vast territory, including the upper reaches of the Verkhnyaya Lakura River (Darin et al., 2024; Rogozin et al., 2025). Thus, when determining the position of the TC 1908 layer, we used both the data of the age models and the marker layer, the position of which in both lakes is consistent with these models.

We have shown that immediately after the TC 1908, the species composition of chironomids in Lake Zapovednoye shifted towards the appearance of species that prefer flowing conditions with an unstable water level and soil erosion (Rogozin et al., 2025). This may probably be caused by an increase in water turbidity as a result of the washout of terrigenous material from the area where massive forest felling occurred. The number of cladocerans decreased by half during the same period, mainly due to the disappearance of species associated with macrophyte thickets (Rogozin et al., 2025). However, no noticeable changes in the composition of diatoms were detected. It is worth noting that earlier, in a small shallow lake Suzdalevo, located 40 km from the epicenter of TC 1908, changes in the composition of diatoms were detected after TC 1908 (Kavkova et al., 2022). This lake is located closer to the epicenter and is within the zone of massive tree fall, while Zapovednoye and Peyungda are 20 km further, perhaps this explains the lack of reaction of diatoms to this phenomenon.

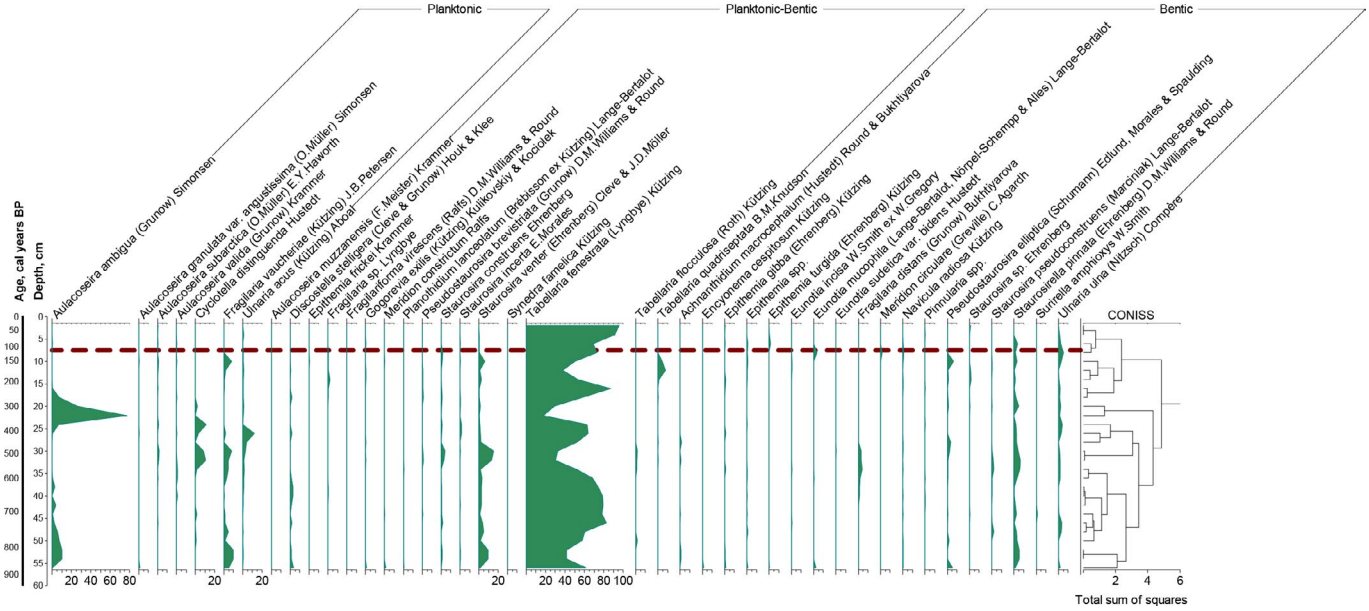


Fig.8. Most abundant diatom taxa in sediments of Lake Peyungda.

5. Conclusions

Changes in the number and species composition of chironomids and cladocerans were found in the sediments of Zapovednoye and Peyungda lakes in layers corresponding to the period immediately after 1908. No significant changes were found in the composition of diatoms. The new information may be useful as evidence of the reaction of lake ecosystems after a strong impact, and therefore provide new information to the body of knowledge about the Tunguska catastrophe of 1908.

Acknowledgements

The research was funded by Russian Science Foundation, grant No. 22-17-00185-П https://rscf.ru/en/project/22-17-00185/.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Appleby P.G. 2008. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. The Holocene 18 (1): 83–93.

Battarbee R.W. 1986. Diatom analysis. In: Berglund, B.E. (Ed.), Handbook of Holocene Paleolimnology and Paleohydrology. J. Wiley & Sone, pp. 527-570.

Brooks S.J., Langdon P.G., Heiri O. 2007. Using and Identifying Chironomid Larvae in Palaeoecology. QRA Technical Guide No 10. Quaternary Research Association, London.

Darin A.V., Rogozin D.Y., Meydus A.V. et al. 2020. Traces of "Tunguska 1908" event in sediments of Lake Zapovednoye according to SR-XRF data. Doklady Earth Sciences 492 (2): 442-445. DOI: 10.1134/S1028334X20060045

Darin A.V., Rogozin D.Yu., Novikov V.S. et al. 2024. Climatic Changes in the Arctic Regions of Eastern Siberia over the Last Millenium according to the Lithological–Geochemical Data on Bottom Sediments of Peyungda Lake (Krasnoyarsk Krai, Evenkia). Doklady Earth Sciences 514 (2): 349-353. DOI: 10.1134/S1028334X23603012

Gasperini L., Alvisi F., Biasini G. et al. 2007. A possible impact crater for the 1908 Tunguska Event. Terra Nova 19: 245 –251.

Kavkova R., Vondrak D., Chattova B. et al. 2022. Suzdalevo Lake (Central Siberia, Russia) – A Tunguska Event-related impact crater? Frontiers in Earth Science 10: 777631.

Korhola A., Rautio M. 2001. Cladocera and other branchiopod crustaceans. In: Tracking environmental change using lake sediments. Vol.4: Zoological indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 125–165.

Krishnaswami S., Lal D. 1978. Radionuclide limnochronology. In: Lerman A (ed.), Lakes: chemistry, geology, physics. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 153-177.

Rogozin D.Y., Darin A.V., Kalugin I.A. et al. 2017. Sedimentation rate in Lake Cheko (Evenkia, Siberia): new evidence to the problem of 1908 Tunguska Event. Doklady Earth Sciences 476 (2): 1226-122.

Rogozin D.Y., Bolobanshchikova G.N., Burdin L.A. et al. 2022. Macroparticle Charcoal in Lake Sediments of the Central Tunguska Plateau (Siberia, Evenkia) as an Indicator of Forest Fires and a Possible Trace of the Tunguska Event of 1908. Contemporary Problems of Ecology 15 (4): 337–344. DOI: 10.1134/S1995425522040096

Rogozin D.Y., Krylov P.S., Dautov A.N. et al. 2023. Morphology of lakes of the Central Tunguska Plateau (Krasnoyarsk krai, Evenkia): new data on the problem of the Tunguska Event of 1908. Doklady Earth Sciences 510 (1): 307-311.

Rogozin D.Y., Nazarova L.B., Rudaya N.A. et al. 2025. Tracking late Holocene climate change and the 1908 Tunguska impact event from lake sediments in Central Siberia. Quaternary Research 125, May 2025: 1–19. DOI: 10.1017/qua.2024.35

Оригинальная статья

Свидетельства Тунгусского события 1908 года в отложениях двух озер Эвенкии (Сибирь, Россия)

Рогозин Д.Ю.[1,2]*, Назарова Л.Б.[1,3], Фролова Л.А.[1,4], Нигматуллин Н.М.[5], Сырых Л.С.[6], Головатюк Л.В.[5], Болобанщикова Г.Н.[1], Дементьев Д.В.[1]

[1] *Федеральный исследовательский центр «Красноярский научный центр Сибирского отделения РАН», обособленное подразделение Институт биофизики СО РАН, ул. Академгородок 50 стр.50, Красноярск, 660036, Россия*
[2] *Сибирский Федеральный Университет, пр. Свободный 79, Красноярск, 660041, Россия*
[3] *Казанский Федеральный Университет, Кремлевская 18, Казань, 420008, Россия*
[4] *Институт археологии и этнографии СО РАН, пр-т Ак. Лаврентьева 17, Новосибирск, 630090, Россия*
[5] *Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена, наб. Мойки 48, Санкт-Петербург, 191186, Россия*
[6] *Институт экологии Волжского бассейна РАН – филиал СамНЦ РАН, ул. Комзина 10, Тольятти, 445003, Россия*

АННОТАЦИЯ. Тунгусская катастрофа 1908 года («Тунгусский метеорит») – мощнейший на памяти человечества атмосферный взрыв неизвестной природы, произошедший над территорией Эвенкийского района Красноярского края. Следы какого-либо космического тела до сих пор найти не удалось. Озера Заповедное и Пеюнгда расположены на расстоянии 50-60 км от предполагаемого эпицентра Тунгусской катастрофы 1908 года. В донных отложениях озер Заповедное и Пеюнгда выявлены неоднородности видового состава хирономид и кладоцер, вероятно отражающие изменения в экосистемах вследствие Тунгусской катастрофы 1908 года. Заметных изменений в составе диатомей не выявлено. Новые сведения могут быть полезны как свидетельства реакции экосистем озер после сильного воздействия, а следовательно – дают новую информацию в массив знаний о Тунгусской катастрофе 1908 года.

Ключевые слова: Тунгусская катастрофа 1908, хирономиды, кладоцеры, диатомеи

Для цитирования: Рогозин Д.Ю., Назарова Л.Б., Фролова Л.А., Нигматуллин Н.М., Сырых Л.С., Головатюк Л.В., Болобанщикова Г.Н., Дементьев Д.В. Свидетельства Тунгусского события 1908 года в отложениях двух озер Эвенкии (Сибирь, Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 446-457. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-446

1. Введение

Причины Тунгусской катастрофы 1908 года (далее – ТК 1908) до сих пор не выяснены. Однако, это загадочное явление в случае его повторения может нести серьезную опасность, поэтому любые новые сведения о нем чрезвычайно актуальны. Итальянскими учеными была выдвинута гипотеза, что озеро Чеко, расположенное вблизи эпицентра ТК 1908, является кратером от падения фрагмента космического тела в момент Тунгусской катастрофы 1908 года (Gasperini et al., 2007). Аргументами для этой гипотезы служили непонятное происхождение, воронкообразная форма и относительно большая глубина свыше 50 м. Оценка возраста отложений, проведенная Гасперини с соавторами (2007), также свидетельствовала о справедливости этой гипотезы. Нами была проведена собственная оценка возраста на основе измерений ^{137}Cs, ^{210}Pb и подсчета годичных слоев (варв), которая свидетельствует, что озеро значительно старше Тунгусской катастрофы (Рогозин и др., 2017). Кроме того, в окрестности эпицентра нами впервые были исследованы озера Заповедное и Пеюнгда, и выявлено, что форма и размеры этих озер схожи с озером Чеко, а возраст отложений составляет несколько тысяч лет (Рогозин и др., 2023). Следовательно, форма озера Чеко не является уникальной, что свидетельствует против гипотезы о его импактном происхождении. В донных отложениях озера Чеко были выявлены следы лесного пожара, предположительно возникшего в результате Тунгусской катастрофы (Рогозин и др., 2022). В отложениях озер Заповедное и Пеюнгда выявлен слой с повышенным содержанием терригенных элементов, предположительно образовавшийся в результате смыва почвенного покрова, нарушенного массовым вывалом деревьев в момент катастрофы 1908 года (Дарьин и др., 2020; Rogozin et al., 2025). В данной работе мы проводим сравнительный анализ изменений состава диатомей,

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: rogozin@ibp.ru

Поступила: 24 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

зоопланктона и хирономид для озер Заповедное и Пеюнгда в слоях донных отложений, возраст которых соответствует периоду времени до и после ТК 1908, с целью выяснения возможных изменений в экосистемах озер, вызванных этим явлением.

2. Материалы и методы

Озера Заповедное и Пеюнгда расположены на Центрально-Тунгусском плато на территории государственного природного заповедника Тунгусский (Эвенкийский район Красноярского края) в бассейне реки Подкаменная Тунгуска (Рис. 1). Озеро Заповедное (60˚31.688’ N, 101˚43.740’ E) округлой формы диаметром около 500 м, максимальной глубиной 60 м, расположено в 60 км от эпицентра Тунгусской катастрофы, через озеро протекает река Верхняя Лакура. Озеро Пеюнгда (60˚37.174’N 101˚38.442’E) почти круглой формы диаметром около 600 м и максимальной глубиной 35 м, расположено также на реке Верхняя Лакура, в 12 км выше по течению от оз. Заповедное (Рогозин и др., 2023). Керны донных отложений отбирались в озере Заповедное в марте 2015 года (Rogozin et al., 2025), в озере Пеюнгда – в сентябре 2022 года в центральных частях озер вблизи точек максимальной глубины, с помощью гравитационного пробоотборника UWITEC (Австрия) с прозрачной пластиковой трубой диаметром 90 мм. Координаты точек отбора указаны выше. Датировка верхних слоев кернов, соответствующих времени ТК 1908, осуществлялась в озере Заповедное по распределениям активности ^{137}Cs и ^{210}Pb (Rogozin et al., 2025). В озере Пеюнгда датировка верхних слоев осуществлялась также по распределениям ^{137}Cs и ^{210}Pb в рамках данной работы по аналогичной методике. Анализ хирономид, кладоцер и диатомей осуществлялся стандартными ранее описанными методами (Brooks et al., 2007; Korhola and Rautio, 2001; Battarbee, 1986, соответственно).

3. Результаты

3.1. Возраст отложений озера Пеюнгда

Донные отложения озера Пеюнгда представляют собой тонкодисперсные темно-коричневые и черные илы с большим содержанием органики и слабо выраженной слоистой структурой. Профиль распределения ^{210}Pb в керне удовлетворительно аппроксимируется экспоненциальной функцией, кроме верхнего образца (Рис.2). Низкое значение ^{210}Pb в верхнем образце может быть объяснено утерей самых верхних полужидких слоев и частичным перемешиванием при транспортировке и обработке керна. Скорость осадконакопления, рассчитанная по экспоненциальной зависимости содержания ^{210}Pb (Рис. 2), составила 0.8 мм год$^{-1}$, а без учета самого верхнего слоя эта величина составила 0.7 мм год$^{-1}$. Распределение ^{137}Cs имеет четко выраженный максимум в интервале глубин 15 – 35 мм (Рис. 2). Наиболее вероятно это слой, маркирующий глобальные выпадения техногенных радионуклидов после испытаний ядерного оружия на острове Новая Земля в октябре 1961 г. Данный слой обнаруживается в отложениях многих водоемов Северного полушария и датируется 1963 годом (Krishnaswami and Lal, 1978; Appleby, 2008). Скорость осадконакопления, рассчитанная по расположению верхней и нижней границ пика ^{137}Cs, дает значительный разброс, от 15 мм/60 лет = 0.25 до 35 мм/60 лет = 0.58 мм год-1, соответственно. Учитывая, что, судя



Рис.1. Географическое положение исследуемых озер. Пунктирной линией показана предполагаемая граница пожара, возникшего в результате Тунгусской катастрофы 1908 года.

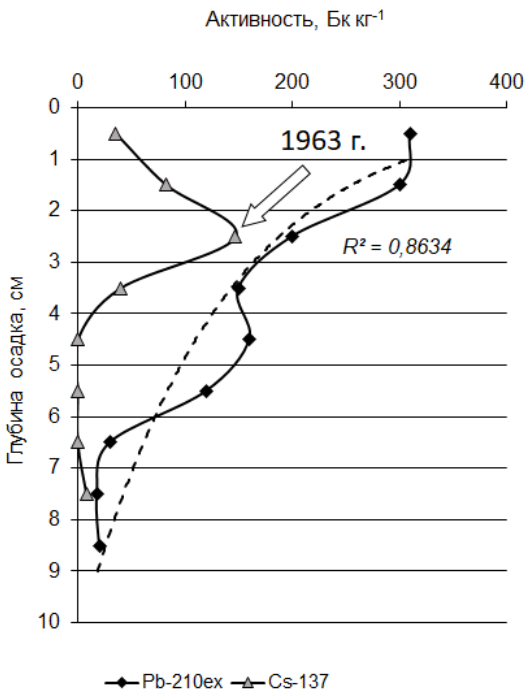


Рис.2. Вертикальные распределения активности изотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb в донных отложениях озера Пеюнгда. Стрелкой показан пик активности ^{137}Cs, соответствующий 1963 году.

по распределению свинца, часть верхних слоев могла быть утеряна, скорость по цезию скорее следует считать заниженной. Следовательно, верхняя оценка около 0.6 мм год$^{-1}$ ближе к истинному значению скорости, и ближе к значениям скоростей, характерных для озер умеренной зоны, в том числе для расположенного рядом аналогичного озера Заповедное (Rogozin et al., 2025). Таким образом, наиболее вероятный интервал глубин, соответствующих моменту ТК 1908, в керне озера Пеюнгда оценивается нами как 7-8 см, а в озере Заповедное – 16-17 см. Разница в скоростях осадконакопления обусловлена тем, что влажность отложений в оз. Пеюнгда существенно меньше, чем в оз. Заповедное.

3.2. Хирономиды

В отложениях озера Заповедное на глубине около 16 см, в слоях, соответствующих периоду непосредственно после ТК 1908, значительно увеличилась численность видов *Synorthocladius, Nanocladius, Eukiefferiella,* а также *Limnophyes-Paralimnophyes* и *Smittia-Parasmittia,* по сравнению с периодами до и после, затем в слоях примерно 1910 года возросла численность олиготрофного вида *Microtendipes pedellus* и ряда других видов, предпочитающих умеренные температурные условия (*Eukiefferiella claripennis-*, *Tanytarsus pallidicornis-* и *Cricotopus intersectus* (-types) (Рис. 3). В отложениях озера Пеюнгда в слоях, датируемых ТК 1908 и непосредственно после, доля видов, предпочитающих проточные условия, заметно увеличивается по сравнению с периодом до 1908 года, а также с более поздним периодом (Рис. 4). Полу-наземные виды *Lasiodiamesa* и *Limnophies-Paralimnophies* достигают высокой численности. Вероятно, это свидетельствует об увеличении притока и увлажнении прилегающих территорий.

3.3. Кладоцеры

В озере Заповедное в слое, соответствующем ТК 1908, выявлено снижение количества видов до 6, тогда как в прилегающих участках керна оно варьирует от 8 до 13. Снижается число литоральных таксонов *Eurycercus sp., Biapertura affinis, Camptocercus rectirostris*, связанных с прибрежной растительностью (Рис. 5), однако они вновь появляются в более молодых слоях. В озере Пеюнгда после 1908 г. существенных изменений в сообществе не отмечено, наблюдается лишь кратковременный спад индекса N2 отражающего снижение таксономического бета разнообразия. Кроме того, появляется литоральный вид *Pleuroxus laevis* (Рис. 6), ранее отмеченный в небольшом количестве только в самом нижнем слое керна возрастом свыше 4 тысяч лет.

3.4. Диатомеи

В озере Заповедное отмечено небольшое изменение таксономического состава диатомей после 1908 года, а именно – снижение численности *Tabellaria fenestrate, Staurosirella pinnata* и *Ulnaria.* и кратковременное увеличение численности *Fragillaria vaucheriae, Fragillaria capucina var. distanns, Pseudostaurosira elliptica, Staurosira incerta, Staurosira venter* (Рис. 7). Однако, в целом таксономический состав оставался таким же, как и в прилегающих слоях. В озере Пеюнгда состав диатомей до и после ТК 1908 не претерпел заметных изменений (Рис. 8).

4. Обсуждение

Положение слоя ТК 1908 в кернах обоих озер, рассчитанное на основе данных по распределениям изотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb, дополнительно подтверждается наличием маркирующего светло-серого прослоя. На глубине около 80 мм в нескольких кернах

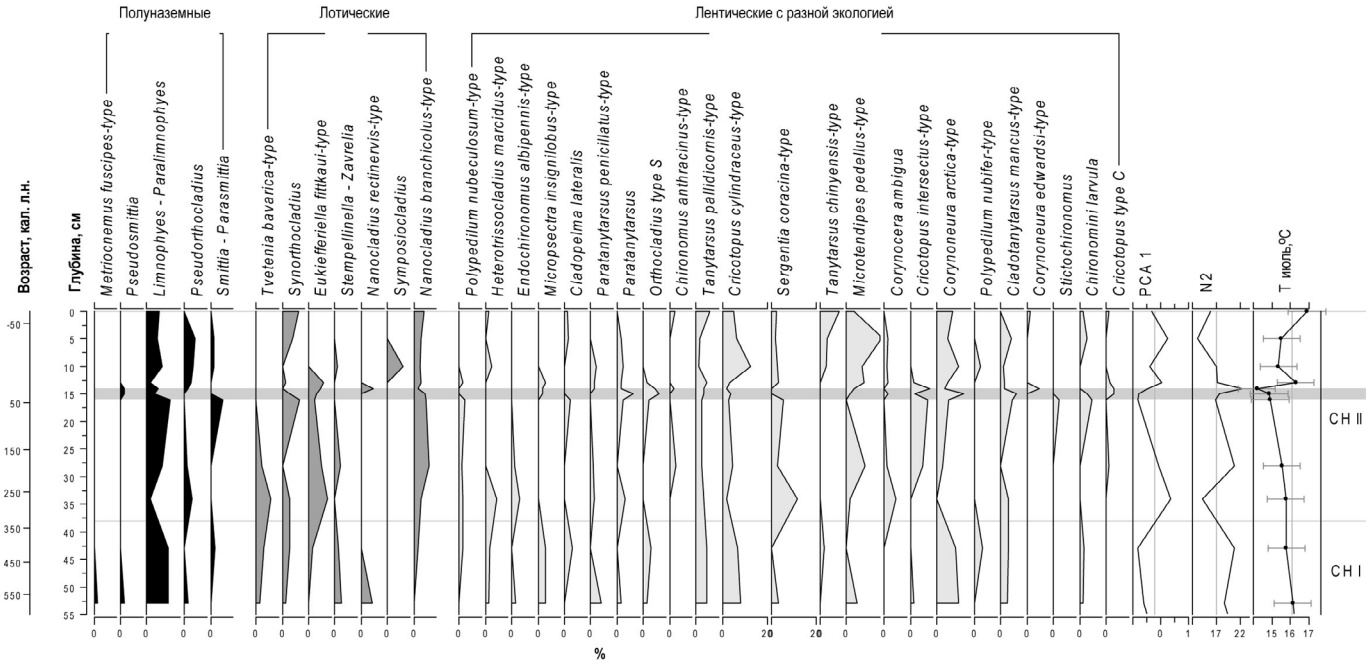


Рис.3. Относительные доли наиболее распространенных таксонов хирономид в отложениях озера Заповедное. Горизонтальная серая линия показывает слой осадков Тунгусской катастрофы 1908 г. (и далее на всех рисунках).

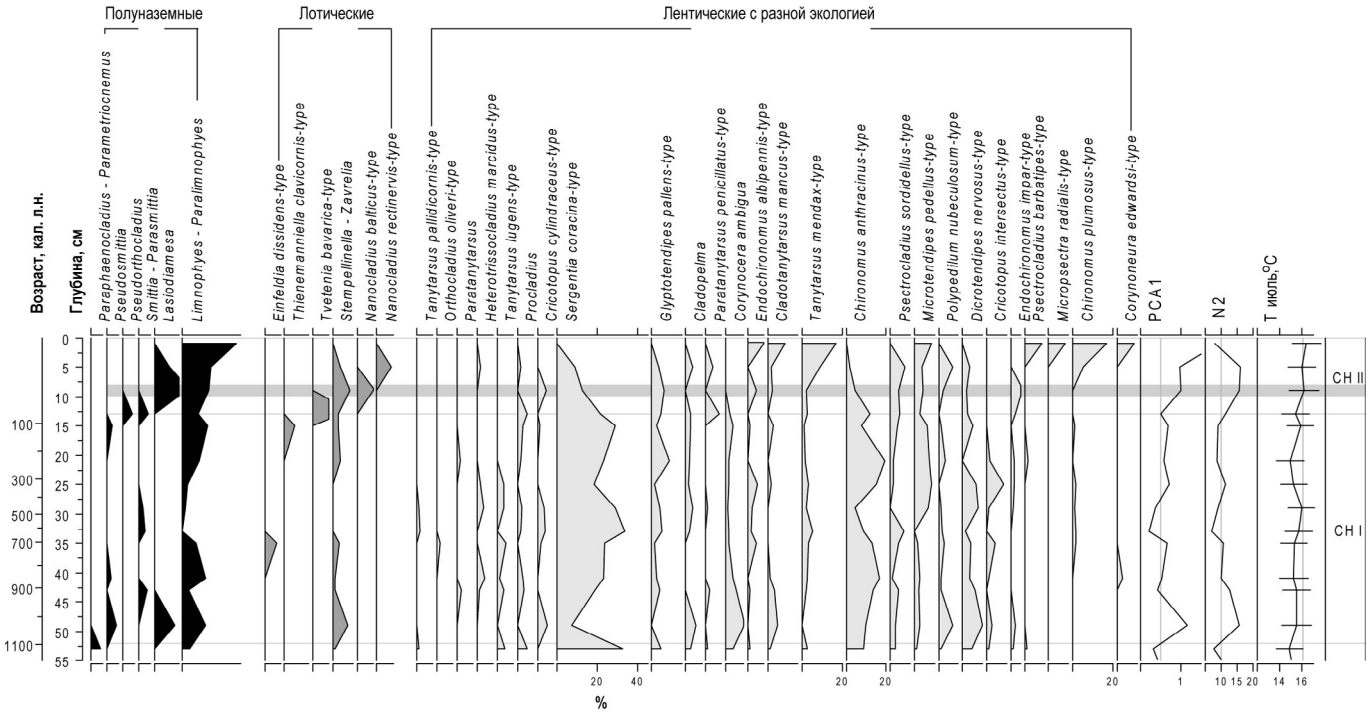


Рис.4. Относительные доли наиболее распространенных таксонов хирономид в отложениях озера Пеюнгда. Горизонтальная серая линия показывает слой осадков Тунгусской катастрофы 1908 г.

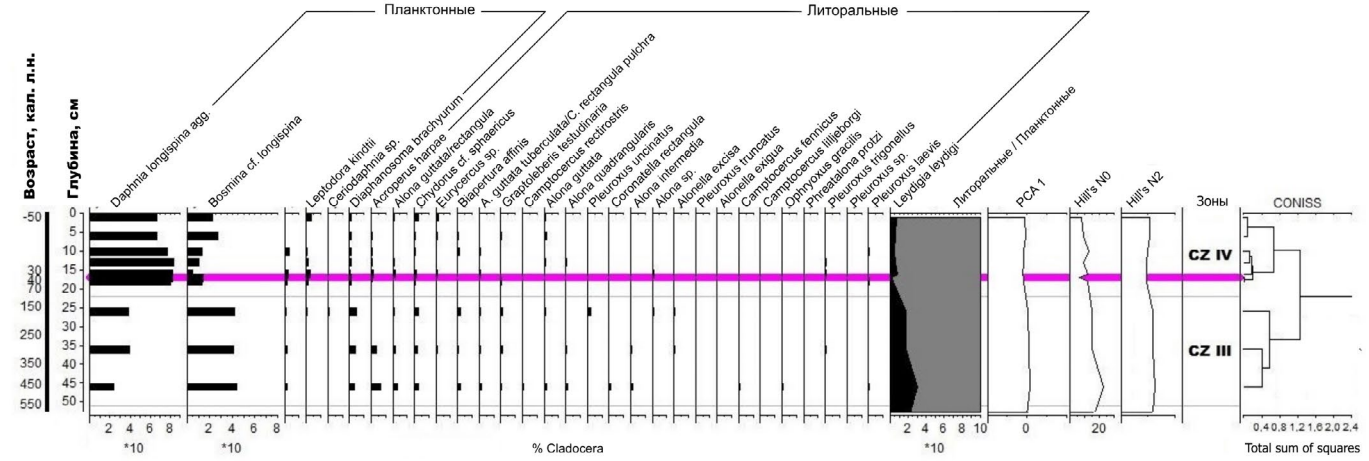


Рис.5. Таксоны ветвистоусых ракообразных в отложениях озера Заповедное.

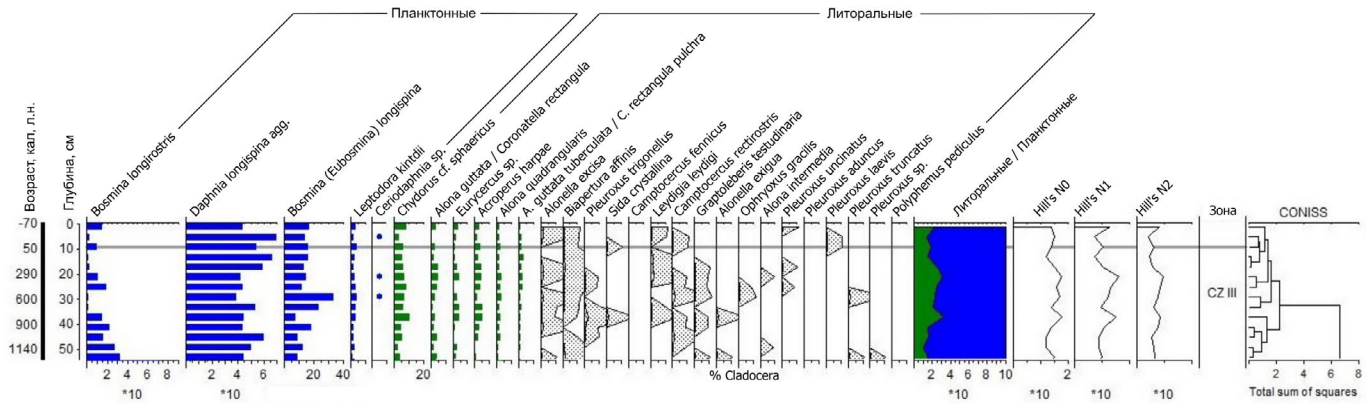


Рис.6. Таксоны ветвистоусых ракообразных в отложениях озера Пеюнгда.

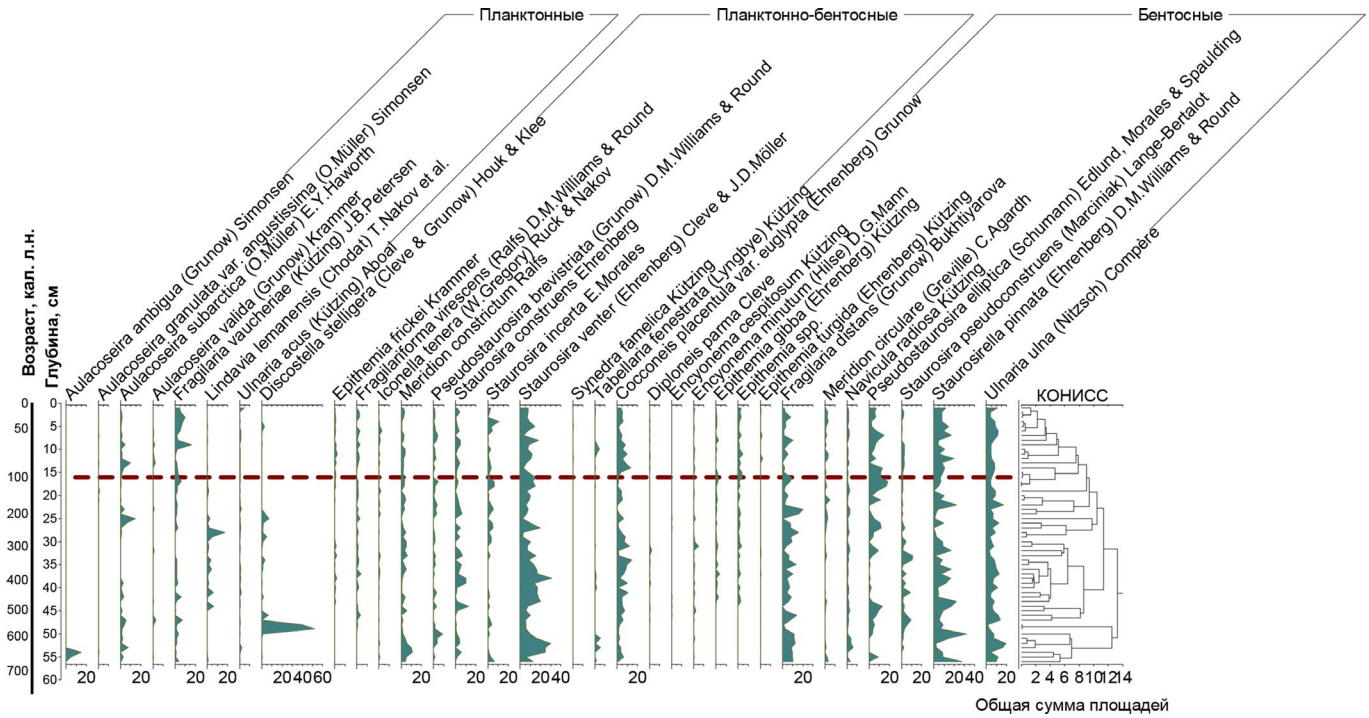


Рис.7. Наиболее распространенные таксоны диатомей в отложениях озера Заповедное.

озера Пеюнгда, включая изучаемый нами керн, наблюдается визуально различимый светлый слой мощностью 2-3 мм (Дарьин и др., 2024). С учетом неточности при пробоотборе и разделке кернов, а также природной пространственной дисперсности линейной скорости осадконакопления можно считать, что происхождение данного слоя изохронно всех кернах (Дарьин и др., 2024). На основании скоростей осадконакопления, полученных двумя независимыми методами, верхняя граница оценки возраста светлого слоя на глубине 80 мм составляет 80 мм/0.6 мм год-1 = 133 года, а нижняя 80 мм /0.8 мм год-1 = 100 лет или 80 мм/0.7 мм год-1 = 115 лет, что дает достаточно оснований считать, что данный слой мог образоваться в результате Тунгусской катастрофы 1908 года (115 лет назад). Ранее похожий по цвету и толщине слой был обнаружен в донных отложениях озера Заповедное, оценка возраста этого слоя этими же методами убедительно показала его возможное появление в 1908 году (Rogozin et al., 2025). Образование данного слоя предположительно вызвано смывом почвенного покрова, нарушенного в момент ТК 1908 году в результате массового вывала деревьев с корнем на обширной территории, включая верховья реки Верхняя Лакура (Дарьин и др., 2024; Rogozin et al., 2025). Таким образом, при определении положения слоя ТК 1908 мы использовали как данные возрастных моделей, так и маркирующего слоя, положение которого в обоих озерах согласуется с этими моделями.

Нами показано, что непосредственно после ТК 1908 в видовом составе хирономид оз. Заповедное произошел сдвиг в сторону появления видов, предпочитающих проточные условия с нестабильным

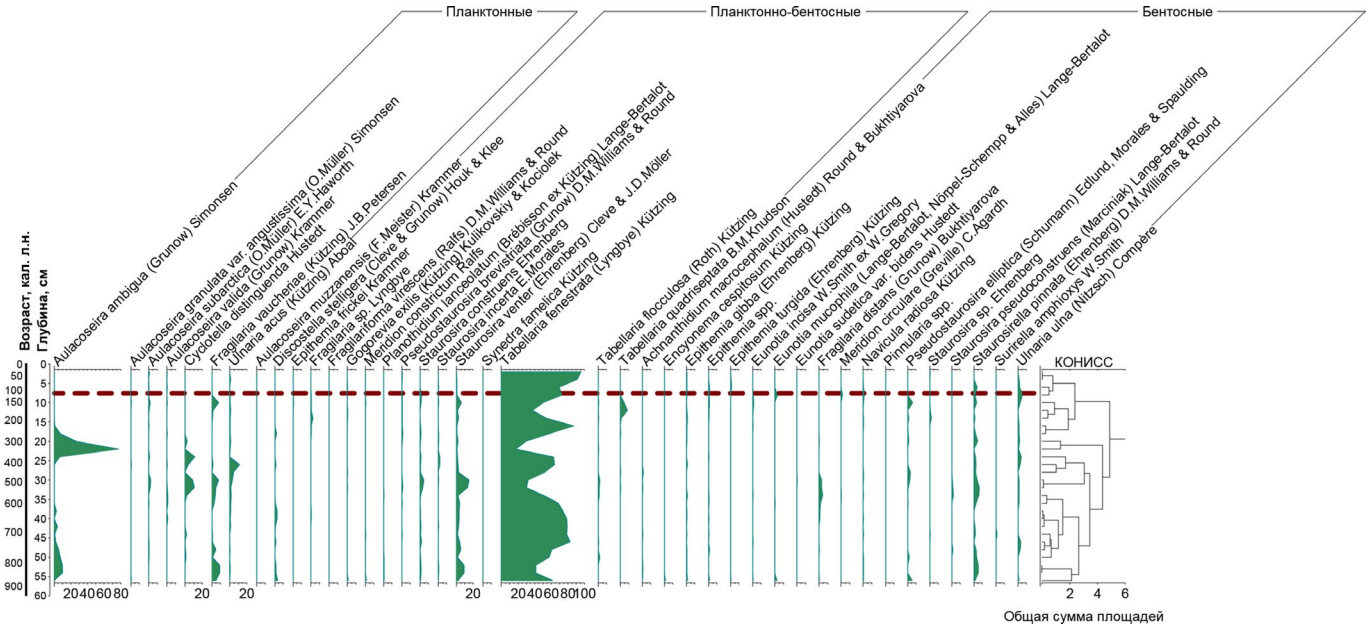


Рис.8. Наиболее распространенные таксоны диатомей в отложениях озера Пеюнгда.

уровнем воды и почвенной эрозией (Rogozin et al., 2025). Вероятно, это может быть вызвано повышением мутности воды в результате смыва терригенного материала с территории, на которой произошел массовый вывал леса. Численность кладоцер в этот же период снизилась в два раза главным образом за счет исчезновения видов, связанных с зарослями макрофитов (Rogozin et al., 2025). Однако, заметных изменений в составе диатомей не выявлено. Стоит отметить, что ранее в небольшом мелководном озере Суздалево, расположенном в 40 км от эпицентра ТК 1908, были выявлены изменения в составе диатомовых после ТК 1908 (Kavkova et al., 2022). Данное озеро расположено ближе к эпицентру и находится в пределах зоны массового вывала деревьев, тогда как Заповедное и Пеюнгда находятся на 20 км дальше, возможно этим объясняется отсутствие реакции диатомовых на данное явление.

5. Заключение

В отложениях озер Заповедное и Пеюнгда выявлены изменения количества и видового состава хирономид, и кладоцер в слоях, соответствующих периоду непосредственно после 1908 года. Заметных изменений в составе диатомей не выявлено. Новые сведения могут быть полезны как свидетельства реакции экосистем озер после сильного воздействия, а следовательно – дают новую информацию в массив знаний о Тунгусской катастрофе 1908 года.

Благодарности

Исследование выполнено за счет средств Российского научного фонда, грант № 22-17-00185-П, https://rscf.ru/project/22-17-00185/.

Конфликт интересов

Авторы не имеют конфликта интересов.

Список литературы

Дарьин А.В., Рогозин Д.Ю., Мейдус А.В. и др. 2020. Следы Тунгусского события 1908 г. в донных осадках озера Заповедное по данным сканирующего РФА СИ. Доклады РАН. Науки о Земле 492 (2): 61-65. DOI: 10.1134/S1028334X20060045

Дарьин А.В., Рогозин Д.Ю., Новиков В.С. 2024. Климатические изменения приарктических территорий Восточной Сибири за последнее тысячелетие по литолого-геохимическим данным донных осадков озера Пеюнгда (Красноярский край, Эвенкия). Доклады РАН. Науки о Земле 514 (2): 343–349. DOI: 10.1134/S1028334X23603012

Рогозин Д.Ю., Болобанщикова Г.Н., Бурдин Л.А. и др. 2022. Угольные макрочастицы в донных отложениях озёр Центрально-Тунгусского плато (Сибирь, Эвенкия) как индикатор динамики лесных пожаров и возможный след Тунгусской катастрофы 1908 г. Сибирский экологический журнал 4: 404-414. DOI: 10.1134/S1995425522040096

Рогозин Д.Ю., Дарьин А.В., Калугин И.А. и др. 2017. Оценка скорости накопления донных отложений в озере Чеко (Эвенкия, Сибирь): новые сведения по проблеме Тунгусского феномена 1908 года. Доклады Академии Наук. Науки о Земле 476 (6): 685-687.

Рогозин Д.Ю., Крылов П.С., Даутов А.Н. и др. 2023. Морфология озер Центрально-Тунгусского плато (Красноярский край, Эвенкия): новые сведения по проблеме Тунгусской катастрофы 1908 года. Доклады РАН. Науки о Земле 510 (1): 81-85. DOI: 10.31857/S2686739722602861

Appleby P.G. 2008. Three decades of dating recent sediments by fallout radionuclides: a review. The Holocene 18 (1): 83–93.

Battarbee R.W. 1986. Diatom analysis. In: Berglund, B.E. (Ed.), Handbook of Holocene Paleolimnology and Paleohydrology. J. Wiley & Sone, pp. 527-570.

Brooks S.J., Langdon P.G., Heiri O. 2007. Using and Identifying Chironomid Larvae in Palaeoecology. QRA Technical Guide No 10. Quaternary Research Association, London.

Gasperini L., Alvisi F., Biasini G. et al. 2007. A possible impact crater for the 1908 Tunguska Event. Terra Nova 19: 245 –251.

Kavkova R., Vondrak D., Chattova B. et al. 2022. Suzdalevo Lake (Central Siberia, Russia) – A Tunguska Event-related impact crater? Frontiers in Earth Science 10: 777631.

Korhola A., Rautio M. 2001. Cladocera and other branchiopod crustaceans. In: Tracking environmental change using lake sediments. Vol.4: Zoological indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 125–165.

Krishnaswami S., Lal D. 1978. Radionuclide limnochronology. In: Lerman A (ed.), Lakes: chemistry, geology, physics. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 153-177.

Rogozin D.Y., Nazarova L.B., Rudaya N.A. et al. 2025. Tracking late Holocene climate change and the 1908 Tunguska impact event from lake sediments in Central Siberia. Quaternary Research 125: 1–19. DOI: 10.1017/qua.2024.35

Short communication

The Schmeilsche lobus in Diaptomidae (Crustacea: Calanoida): comparative morphology and diagnostic potential

Podshivalina V.N.[1,2,*], Sheveleva N.G.[3]

[1] Chuvash State University,Cheboksary, Moskovsky av., 15, 428015, Russia
[2] Prisursky State Nature Reserve, Cheboksary, Lesnoy settle., 9, 428034, Russia
[3] Limnological Institute SB of Russian Academy of Sciences, Irkutsk, Ulan-Batorskaya, 3, 664003, Russia

ABSTRACT. The Schmeil's (Schmeilsche lobus) organ is a specific cuticular outgrowth on the dorsal surface of the second pair of swimming legs. Using a scanning electron microscope, its shape was studied and described in 40 representatives of the Diaptomidae family. The Schmeil's organ has a characteristic shape, similar in females and males of the same species, resembling a triangle or a fold. A triangle, unlike a fold, has a more elongated shape tapering to the top, it can be with a sharp, rounded or curved angle. The Schmeil's organ may look like a longitudinal or transverse fold, more or less deep. The presence of a Schmeilsche lobus was first established in a representative of the Paradiaptominae subfamily *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin, 1875), as well as in 10 species of Diaptominae. The species differentiation based on the Schmeil's organ structure is useful at the case of the great similarity of the key diagnostic structures, for example, it is differ between the genera *Leptodiaptomus* and *Acanthodiaptomus*, which have the similar morphology of the fifth pair of legs in females, as well as in subgenera within the genus *Arctodiaptomus* and species of the genus *Eudiaptomus*, with great similarity in males's fifth pair of legs structure. The considered examples confirm that the presence and shape of the Schmeil's organ can be used as an additional diagnostic feature.

Keywords: zooplankton, Diaptomidae, comparative morphology, Schmeilsche lobus (Schmeil's organ)

For citation: Podshivalina V.N., Sheveleva N.G. The Schmeilsche lobus in Diaptomidae (Crustacea: Calanoida): comparative morphology and diagnostic potential // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 458-467. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-458

1. Introduction

Closely related species are often poorly distinguishable, and therefore new differential diagnostic features are constantly being search. In crustaceans, as well as other invertebrates, there are organs and structures with unclear functions, however, having differences in structure that are of interest as a potential for diagnostic keys. Thus, in some representatives of the subfamily Diaptominae, on the second pair of swimming legs in both females and males, the second segment of the endopodite has the so–called Schmeil's organ (Schmeilsche lobus), a cuticular outgrowth on the dorsal surface (Schmeil, 1896). The aim of the work was to study the Schmeil's organ morphology in different representatives of the Diaptomidae family and to consider some of its characteristics as diagnostic features for the species identification.

2. Material and methods

40 species from the genera *Diaptomus*, *Eudiaptomus*, *Acanthodiaptomus*, *Hesperodiaptomus*, *Nordodiaptomus*, *Neutrodiaptomus*, *Arctodiaptomus*, *Hemidiaptomus*, *Leptodiaptomus*, *Mixodiaptomus* and *Metadiaptomus* recorded in the Palearctic were studied using a Philips 525 M scanning electron microscope (SEM). For a study under the SEM, specimens were transferred to pure methanol for an hour and then to hexamethyl disilazane for a day, and then were air-dried. To study the morphology of Schmeil's organ, sexually mature females and males were selected, and the second pair of swimming legs was separated.

3. Results and discussion

The Schmeil's organ was found in 28 species only (Fig. 1, 2, 3). For *Eudiaptomus graciloides*

*Corresponding author.
E-mail address: verde@mail.ru (V.N. Podshivalina)

Received: July 16, 2025; ***Accepted:*** August 10, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

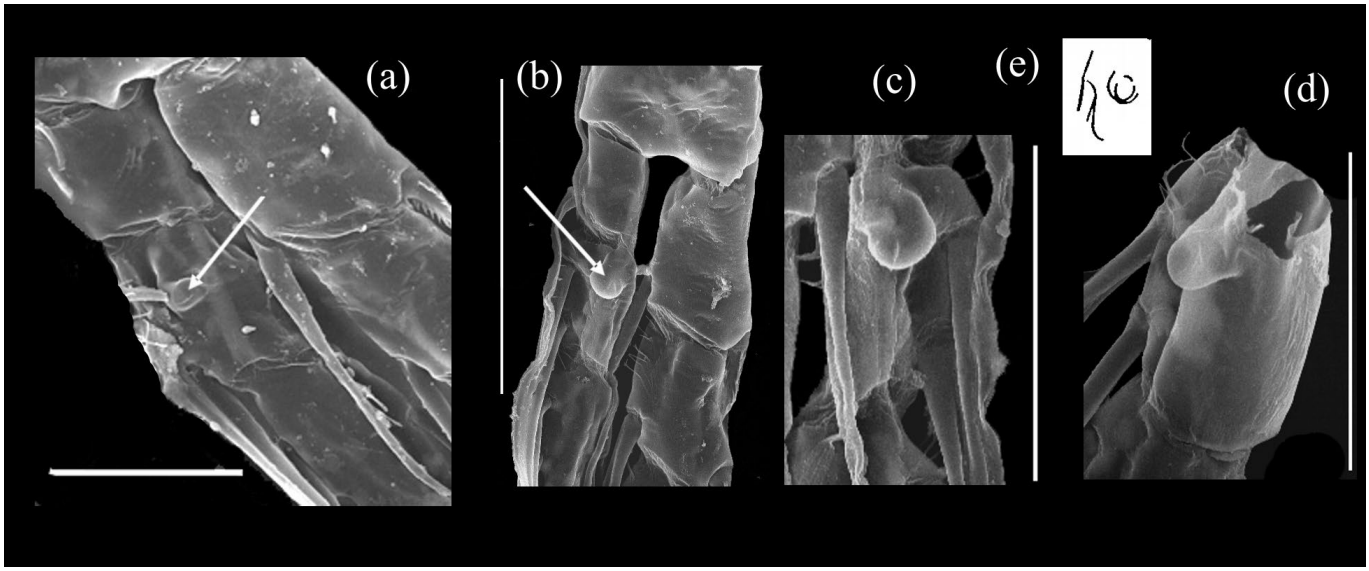


Fig.1. The Schmeil's organ (Schmeilsche lobus) morphology on the dorsal surface of the second pair of swimming legs of *Metadiaptomus asiaticus*: a – female; b, c, d – male (own images); and *M. chevreuxi*: e – female (by Kiefer, 1978).

Lilljeborg, 1888, *Hemidiaptomus ignatovi* Sars, 1903, *A. paulseni* (Sars, 1903), *A. kamtschaticus* (Borutzky, 1953), *Mixodiaptomus kozhovi* Stepanova, 1983, *N. incongruens* (Poppe, 1888), *L. angustilobus* (Sars, 1898), *L. siciloides* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889), and *Hesperodiaptomus eiseni* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889), it had not previously been described (for example, according to Borutsky et al., 1991; Kiefer, 1978; Ranga Reddy, 1994). In addition to the listed species from the Diaptominae subfamily, Schmeil's organ was also found in *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin, 1875), a representative of the Paradiaptominae subfamily. It was mentioned earlier that the presence of Schmeil's organ is inherent in species of the subfamily Diaptominae (Borutsky et al., 1991), while it was also described for congenera *M. chevreuxy* (Guerne et Richard, 1894) (Kiefer, 1978).

Although the shape of the Schmeil's organ may vary in individuals of the same species (Schmeil, 1896), morphological studies demonstrate that it has a characteristic general outline of the species, resembling a triangle or a fold. A triangle, unlike a fold, has a more elongated shape tapering to the top. In most cases, the length of such triangular outgrowth exceeds or is equal to the width of its base. Less often, a triangle with a wide base exceeding the height is observed. The triangle may have an acute angle (for example, in *Acanthodiaptomus denticornis* (Wierzejskii, 1887), *A. (A.) similis* (Baird, 1859), *Arctodiaptomus (Rhabdodiaptomus) bacillifer*, *A. (Rh.) niethammeri* (Mann, 1940), *A. (Rh.) acutilobatus*, *Mixodiaptomus incrassatus* (Sars, 1903), *M. kozhowi*) (Fig. 2g, j, p, q, n, w, x), be with a rounded angle (for example, in *E. gracilis*, *Acanthodiaptomus pacificus* (Burckhardt, 1913), *Arctodiaptomus (A.) wierzejskii* (Richard, 1888), *A. (Rh.) dahuricus*, *A. (Rh.) salinus* (Daday, 1885), *A. (Haplodiaptomus) kamtschaticus*) (Fig. 2e, i, m, r, t, v,), with a curved one (for example, in *Arctodiaptomus (A.) byzanthinus* Mann, 1940 (Fig. 2k)), or may vary (for example, in *A. (Rh.) ulomskyi* (Fig. 2s', s").

The Schmeil's organ may look like a longitudinal or transverse fold, more or less deep. A fold refers to a rounded structure without pronounced narrowing, the size of the base of which exceeds the length of the outgrowth. Shallow, barely noticeable folds (the base width is more than twice the outgrowth length) are relatively rare. For example, a shallow longitudinal fold was found in *Hemidiaptomus ignatovi* (Fig. 2a), and a transverse fold was found in *Leptodiaptomus angustilobus* (Sars, 1898), *Hesperodiaptomus eiseni* (Fig. 3b, c). A transverse, deeper (the base width is less than twice the outgrowth length) fold of an almost semicircular shape was found in *Metadiaptomus asiaticus*, *E. graciloides*, *E. vulgaris* (Schmeil, 1898), *A. (Stenodiaptomus) paulseni*, *L. siciloides* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889), and *N. incongruens* (Fig. 1a, 2c, f, u, 3a, e).

The shape of the Schmeil's organ can vary slightly among individuals of the same species, generally having features common to the species (for example, Fig. 2g). It makes possible to distinguish species and, in some cases, genera from each other. Thus, to differentiate females of *Leptodiaptomus* and *Acanthodaiptomus* genera, both with lacking pronounced third exopod on the fifth pair of legs, the Schmeil's organ shape can be used. In *Leptodiaptomus* females it looks like a rounded fold with a wide base (Fig. 3b, f), in *Acanthodaiptomus* females it is somewhat narrowed and more like a triangle (Fig. 2g, h, i).

Within the same genus, the general outlines of the Schmeil's organ may differ significantly. The genus *Arctodiaptomus* includes five subgenera. In the widely distributed subgenera *Arctodiaptomus* and *Rhabdodiaptomus* (Palearctic and Holarctic, respectively (Borutsky et al., 1991)), this structure resembles a triangle (Fig. 2j–t); in the representative of the Central Asian highland subgenus *Stenodiaptomus* (Borutsky et al., 1991), *A. paulseni*, it has a deep transverse fold (Fig. 2u). The morphology of the fifth pair of swimming legs in the *Eudiaptomus* species is very similar, and identification by the details of its structure is difficult. Differences in the shape of Schmeil's organ between *E. transylvanicus* and *E. vulgaris*, as well as between *E.*

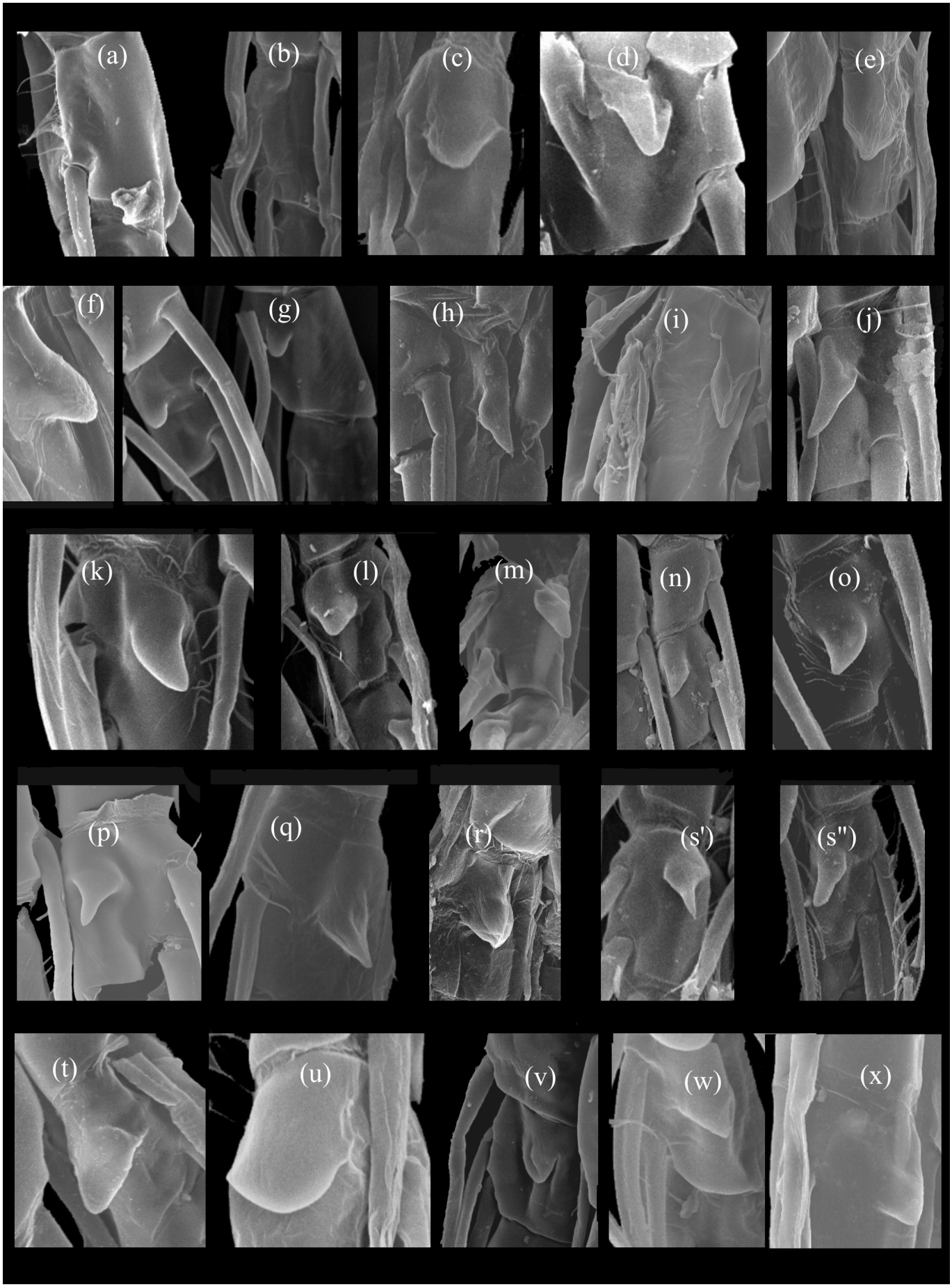


Fig.2. The Schmeil's organ (Schmeilsche lobus) morphology on the dorsal surface of the second pair of swimming legs: a – *Hemidiaptomus ignatovi*; b – *Gigantodiaptomus amblyodon*; c – *Eudiaptomus vulgaris*; d – *E. transylvanicus*; e – *E. gracilis*; f – *E. gracilioides*; g – *Acanthodiaptomus denticornis*, Schmeil's organ variety; h – *A. tibetanus*; i – *A. pacificus*; j – *Arctodiaptomus (A.) similis*; k – *A. (A.) byzanthinus*; l – *A. (A.) dentifer*; m – *A. (A.) wierzejskii*; n – *A. (Rhabdodiaptomus) acutilobatus*; o – *A. (Rh.) alpinus*; p – *A. (Rh.) bacillifer*; q – *A. (Rh.) niethammeri*; r – *A. (Rh.) dahuricus*; s', s" – *A. (Rh.) ulomskyi*, Schmeil's organ variety; t – *A. (Rh.) salinus*; u – *A. (Stenodiaptomus) paulseni*; v – *A. (Haplodiaptomus) kamtschaticus*; w – *Mixodiaptomus incrassatus*; x – *M. kozhovi*.

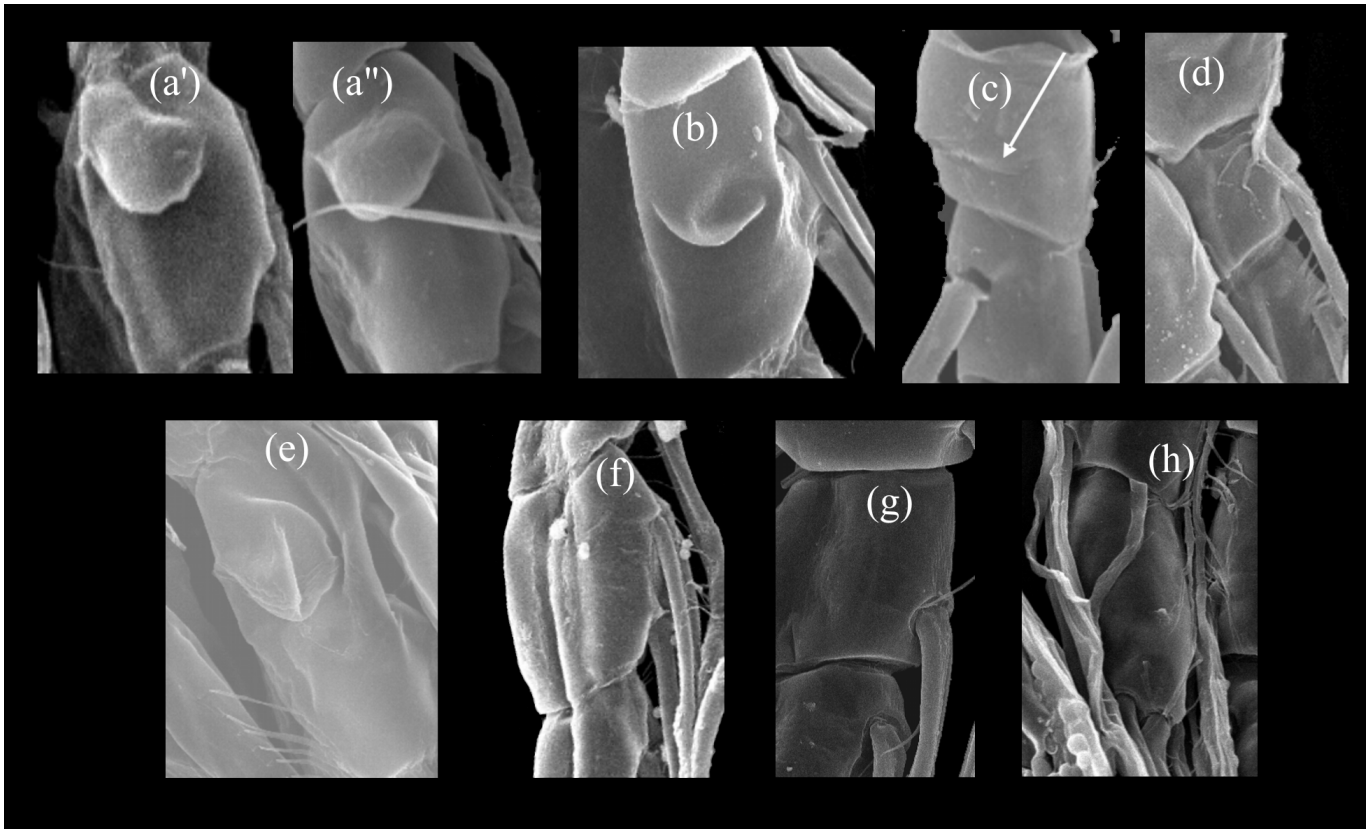


Fig.3. The Schmeil's organ (Schmeilsche lobus) morphology on the dorsal surface of the second pair of swimming legs: a', a" – *Leptodiaptomus siciloides*, female (') and male ("); b – *L. angustilobus*; c – *Hesperodiaptomus eiseni*; d – *H. arcticus*; e – *Neutrodiaptomus incongruens*; f – *Nordodiaptomus alaskaensis;* g – *Diaptomus (Chaetodiaptomus) glacialis*; h – *Sinodiaptomus sarsi.*

gracilis and *E. graciloides* can be supplied to make the identification more accurate, since Schmeil's organ in *E. transylvanicus* looks like an elongated triangle with a rounded corner (Fig. 2d), unlike the shallow fold in *E. vulgaris* (Fig. 2c), and in *E. graciloides* (Fig. 2f) it has the shape of a transverse fold, a relatively rare pattern.

In addition, the fact of presence or absence of this formation is a characteristic feature of the species and subspecies. Thus, for the genus *Hemidiaptomus*, the absence of Schmeil's organ was pointed for all species (Borutsky et al., 1991). According to our observations, this structure is present in *H. ignatovi* Sars G.O., 1903, in the form of a small fold (Fig. 2a), and is indeed absent in *H. (Gigantodiaptomus) amblyodon* (Marenzeller, 1873) (Fig. 2b) and *H. hungaricus* (Kiefer, 1932). Moreover, according to last revision (Stepanova, 2005), the latter two species are separated into a genus (formerly a subgenus) *Gigantodiaptomus* Kiefer, 1932, and their unifying feature (the absence of Schmeil's organ) confirms the validity of such separation. It is possible that the presence of Schmeil's organ is characteristic of *Hemidiaptomus* species and is not inherent in species of the genus *Gigantodiaptomus*. We also have got the confirmation of the Schmeil's organ lacking in the subgenus *Chaetodiaptomus* on the example of *D. (Ch.) zografi* (Podshivalina and Sheveleva, 2023) and *D. (Ch.) glacialis* (Fig. 3g) (in compare with the subgenus *Diaptomus*), as well as in the genus *Nordodiaptomus* (Fig. 3f) and *Sinodiaptomus* (Fig. 3h).

It was believed that representatives of the genus *Hesperodiaptomus* are characterized by the absence of Schmeil's organ (Wilson, 1953). Describing the new species *H. californiensis*, Scanlin and Reid (1996) noticed the presence of this structure in the form of a transverse fold, similar to a crest. So, the Schmeil's organ was indicated for the first time for the genus (Scanlin and Reid, 1996). Due to our investigations, Schmeil's organ of a similar shape was also found in *H. eiseni* (Fig. 3c) and is really lacking in *H. arcticus* (March, 1920) (Fig. 3d). However, *H. eiseni* and *H. californiensis* are not closely related. Thus, *H. californiensis* is morphologically most similar to *H. kiseri* (Kincaid, 1953), *H. schefferi* Wilson M.S., 1953 and *H. victoriaensis* (Reed, 1958) (Reid and Williamson, 2010), although it is widespread in the North America much further south (Scanlin and Reid, 1996), in latitudes similar to *H. eiseni*.

Due to the fact that in the species descriptions (for example, Borutsky et al., 1991; Kiefer, 1978), Schmeil's organ was mentioned when describing females, it was believed that its presence is characteristic only for them. However, according to our data, both sexes have it. The similarity of this structure in males and females of the same species is high in most cases. This can be seen by the example of *L. siciloides* (Fig. 3a',a") and *M. asiaticus* (Fig. 1a–d). In the latter species the Schmeil's organ has the same shape – a semicircle fold in both males and females, but in males this fold is slightly deeper. The presence of Schmeil's organ in males and the absence in females of the same species is apparently rare, for example, it is known for *H. californiensis* (Scanlin and Reid, 1996).

4. Conclusions

The presence and shape of the Schmeil's organ can and should be used as a diagnostic feature for the purpose of more accurately determining the species of the Diaptomidae family.

Acknowledgements

The work was made using the equipment of the Electronic Microscopy Centre of the Limnological Institute (Irkutsk).

This work was carried out as a part of State Task no. 0279-2021-0007 "Comprehensive studies of the coastal zone of Lake Baikal: long-term dynamics of communities under the influence of various environmental factors and biodiversity; causes and consequences of negative environmental processes (2021–2025)".

References

Borutzky E.B., Stepanova L.A., Kos M.S. 1991. Opredelitel' Calanoida presnykh vod SSSR [Key to the freshwater calanoids of the USSR]. In: Opredeliteli po faune SSSR, izdavaemye Zoologicheskim institutom Akedemii Nauk SSSR [Guides to the fauna of the USSR published by the Zoological Institute of the Academy of Sciences of the USSR], 157: 1–504. St. Petersburg: Nauka. (In Russian with English summary).

Kiefer H. 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer, 2. Freilebenden Copepoda. Die Binnengewässer. N 26 (2). Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pp. 1–343.

Podshivalina V.N., Sheveleva N.G. 2023. First record of Diaptomus zografi (Copepoda: Calanoida) from Russia in a century. Zoosystematica Rossica 32(2): 223–230. DOI: 10.31610/zsr/2023.32.2.223

Ranga Reddy Y.R. 1994. Copepoda: Calanoida: Diaptomidae. The Hague: SPB Academic Publishing BV.

Reid J.W., Williamson C.E. 2010. Copepoda. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, 3rd edition. London: Academic Press, pp. 829–899. DOI: 10.1016/b978-0-12-374855-3.00021-2

Scanlin M., Reid J.W. 1996. A new copepod species fron California, U.S.A.: Hesperodiaptomus californiensis (Crustacea: Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). Proceedings of the biological society of Washington 109(1): 103–111.

Schmeil O. 1896. Copepoda: I. Gymnoplea. Das Tierreich. Crustacea. Copepoda: Berlin: Verlag von R. Friedländer und Sohn. pp. 1–169.

Stepanova L.A. 2005. On the composition of the genus Hemidiaptomus: isolation of Gigantodiaptomus and Occidodiaptomus (Crustacea, Diaptomidae) as independent genera. Zoologicheskij Zhurnal 84(6): 754–760. (In Russian)

Wilson M.S. 1953. New and inadequately known North American species of the genus Diaptomus.Smithsonian Miscellaneous Collections 122: 1–30.

Краткое сообщение

Шмейлевский орган у Diaptomidae (Crustacea: Calanoida): сравнительная морфология и диагностический потенциал

Подшивалина В.Н.[1,2,*], Шевелева Н.Г.[3]

[1] Государственный природный заповедник «Присурский», г. Чебоксары, пос. Лесной, 9, 428015, Россия
[2] Чувашский государственный университет им. И.Н. Ульянова, г. Чебоксары, Московский пр-т, 15, 428034, Россия
[3] Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, ул. Улан-Баторская, 3, 664003, Россия

АННОТАЦИЯ. Шмейлевский орган – характерный кутикулярный вырост на дорзальной поверхности на второй паре плавательных конечностей. При помощи сканирующего электронного микроскопа изучена и описана его форма у 40 представителей семейства Diaptomidae. Шмейлевский орган имеет характерные для вида, сходные у самок и самцов, очертания, напоминающие треугольник или складку. Треугольник, в отличие от складки, имеет более вытянутую сужающуюся к вершине форму, может быть с острым, округлым или изогнутым углом. Шмейлевский орган может выглядеть как продольная или поперечная складка, более или менее глубокая. Впервые установлено наличие Шмейлевского органа у представителя подсемейства Paradiaptominae *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin, 1875), а также у 10 видов Diaptominae. Показана возможность дифференциации на основе строения Шмейлевского органа родов *Leptodiaptomus* и *Acanthodiaptomus* со сходной морфологией пятой пары ног у самок, а также подродов внутри рода *Arctodiaptomus* и видов рода *Eudiaptomus*, имеющих большое сходство в строении пятой пары ног у самцов. Рассмотренные примеры показывают, что наличие и форму шмейлевского органа можно и нужно использовать как дополнительный диагностический признак.

Ключевые слова: зоопланктон, Diatomidae, сравнительная морфология, шмейлевский орган

Для цитирования: Подшивалина В.Н., Шевелева Н.Г. Шмейлевский орган у Diaptomidae (Crustacea: Calanoida): сравнительная морфология и диагностический потенциал // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 458-467. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-458

1. Введение

Часто близкородственные виды плохо различимы, в связи с чем постоянно ведется поиск новых дифференциально-диагностических признаков. У ракообразных, как и других беспозвоночных, встречаются органы и структуры, назначение которых не всегда очевидно, однако, имея отличия в строении, представляющие интерес как потенциал для диагностических целей. Так, у некоторых представителей подсемейства Diaptominae на второй паре плавательных конечностей у самок и самцов второй членик эндоподита имеет так называемый шмейлевский орган (ШО) – характерный кутикулярный вырост на дорзальной поверхности (Schmeil, 1896). Целью работы было изучить строение шмейлевского органа у разных представителей семейства Diaptomidae и рассмотреть некоторые его характеристики в качестве диагностических признаков, которые можно использовать при определении видов.

2. Материал и методы

При помощи сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) Philips 525 M были проведены исследования 40 видов из родов *Diaptomus*, *Eudiaptomus*, *Acanthodiaptomus*, *Hesperodiaptomus*, *Nordodiaptomus*, *Neutrodiaptomus*, *Arctodiaptomus*, *Hemidiaptomus*, *Leptodiaptomus*, *Mixodiaptomus* и *Metadiaptomus*, отмеченных на территории Палеарктики. Рачки предварительно фиксировались в водном растворе спирта (96%) или формальдегидом (40%). Для изучения морфологии ШО выбирали половозрелых самок и самцов, отделяли вторую пару плавательных ног.

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: verde@mail.ru (В.Н. Подшивалина)

Поступила: 16 июля 2025; ***Принята:*** 10 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

3. Результаты и обсуждение

Только у 28 видов обнаружено наличие ШО (Рис. 1, 2, 3). Для *Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg, 1888, *Hemidiaptomus ignatovi* Sars, 1903, *A. paulseni* (Sars, 1903), *A. kamtschaticus* (Borutzky, 1953), *Mixodiaptomus kozhovi* Stepanova, 1983, *N. incongruens* (Poppe, 1888), *L. angustilobus* (Sars, 1898), *L. siciloides* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889) и *Hesperodiaptomus eiseni* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889) ШО ранее не был описан (например, Боруцкий и др., 1991; Kiefer, 1978; Ranga Reddy, 1994). Кроме перечисленных видов из подсемейства Diaptominae ШО обнаружен также у *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin, 1875) – представителя подсемейства Paradiaptominae. Ранее упоминалось, что наличие ШО присуще видам подсемейства Diaptominae (Боруцкий и др., 1991).

Хотя форма шмейлевского органа может варьировать у особей одного вида (Schmeil, 1896), она, как показали проведенные морфологические исследования, имеет характерные для вида общие очертания, напоминающие треугольник или складку. Треугольник, в отличие от складки, имеет более вытянутую сужающуюся к вершине форму. Длина такого треугольного выроста при этом в большинстве случаев превосходит ширину его основания или равна ей. Реже наблюдается треугольник с широким основанием, превосходящим высоту. Треугольник может быть с острым углом (например, у *Arctodiaptomus bacillifer*, *A. niethammeri* (Mann, 1940), *A. similis* (Baird, 1859), *A. acutilobatus, Acanthodiaptomus denticornis* (Wierzejskii, 1887), *Mixodiaptomus incrassatus* (Sars, 1903), *M. kozhowi*) (Рис. 2g, j, p, q, n, w, x), с округлым углом (например, у *Arctodiaptomus wierzejskii* (Richard, 1888), *A. salinus* (Daday, 1885), *A. kamtschaticus, A. dahuricus*, *E. gracilis*, *Acanthodiaptomus pacificus* (Burckhardt, 1913)) (Рис. 2e, i, m, r, t, v,) или с изогнутым (например, у *A. byzanthinus* Mann, 1940, *A. similis* (Рис. 2k)) или может варьировать (например, у *A. (Rh.) ulomskyi* (Fig. 2s', s").

Шмейлевский орган может выглядеть как продольная или поперечная складка, более или менее глубокая. Под складкой подразумевается структура округлой формы, без выраженного сужения, размер основания которой превосходит длину выроста. Неглубокие, едва заметные складки (размер основания которых превосходит длину выроста более чем в два раза) встречаются относительно редко. Так, неглубокая продольная складка отмечена у *Hemidiaptomus ignatovi* (Рис. 2a), поперечная – у *Leptodiaptomus angustilobus* (Sars, 1898), *Hesperodiaptomus eiseni* (Рис. 3b, c). Поперечная более глубокая (размер основания которой превосходит длину выроста менее чем в два раза) складка почти полукруглой формы выявлена у *A. paulseni*, *N. incongruens*, *E. graciloides*, *E. vulgaris* (Schmeil, 1898), *L. siciloides* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889) (Рис. 1a, 2c, f, u, 3a, e).

В ряде случаев форма ШО слегка варьирует у особей одного вида, в целом, имея общие для вида черты (например, Рис. 1o). Это позволяет отличать виды, а в ряде случаев и роды между собой. Так, для дифференциации двух родов – *Leptodiaptomus* и *Acanthodaiptomus*, – на пятой паре ног самок которых отсутствует выраженный третий членик экзоподита, можно использовать форму ШО, поскольку у видов р. *Leptodiaptomus* она имеет вид округлой складки с широким основанием (Рис. 1t, s), у видов *Acanthodaiptomus* несколько зауженная и более похожа на треугольник (Рис. 1t, s).

Внутри одного рода общие очертания ШО могут существенно отличаться. У имеющих широкое распространение (палеарктическое и голарктическое, соответственно (Боруцкий и др., 1991)) подродов *Arctodiaptomus* и *Rhabdodiaptomus* эта структура напоминает треугольник (Рис. 2j–t), у представителя центральноазиатского высокогорного подрода *Stenodiaptomus* (Боруцкий и др., 1991) *A. paulseni* – глубокую поперечную складку (Рис. 2u). Морфология пятой пары конечностей у представителей рода *Eudiaptomus* весьма сходна, идентификация по деталям ее строения сложна. Отличия

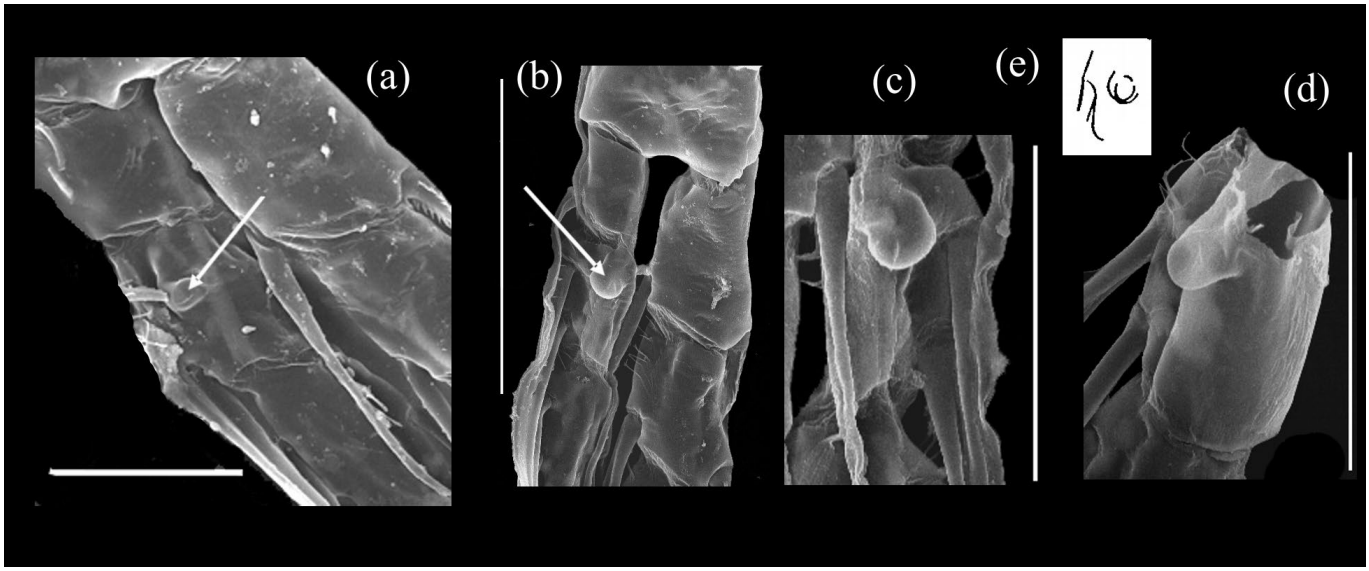


Рис.1. Общий вид шмейлевского органа на втором членике эндоподита у *Metadiaptomus asiaticus*: a – female; b, c, d – male (own images); and *M. chevreuxi*: e – female (by Kiefer, 1978).

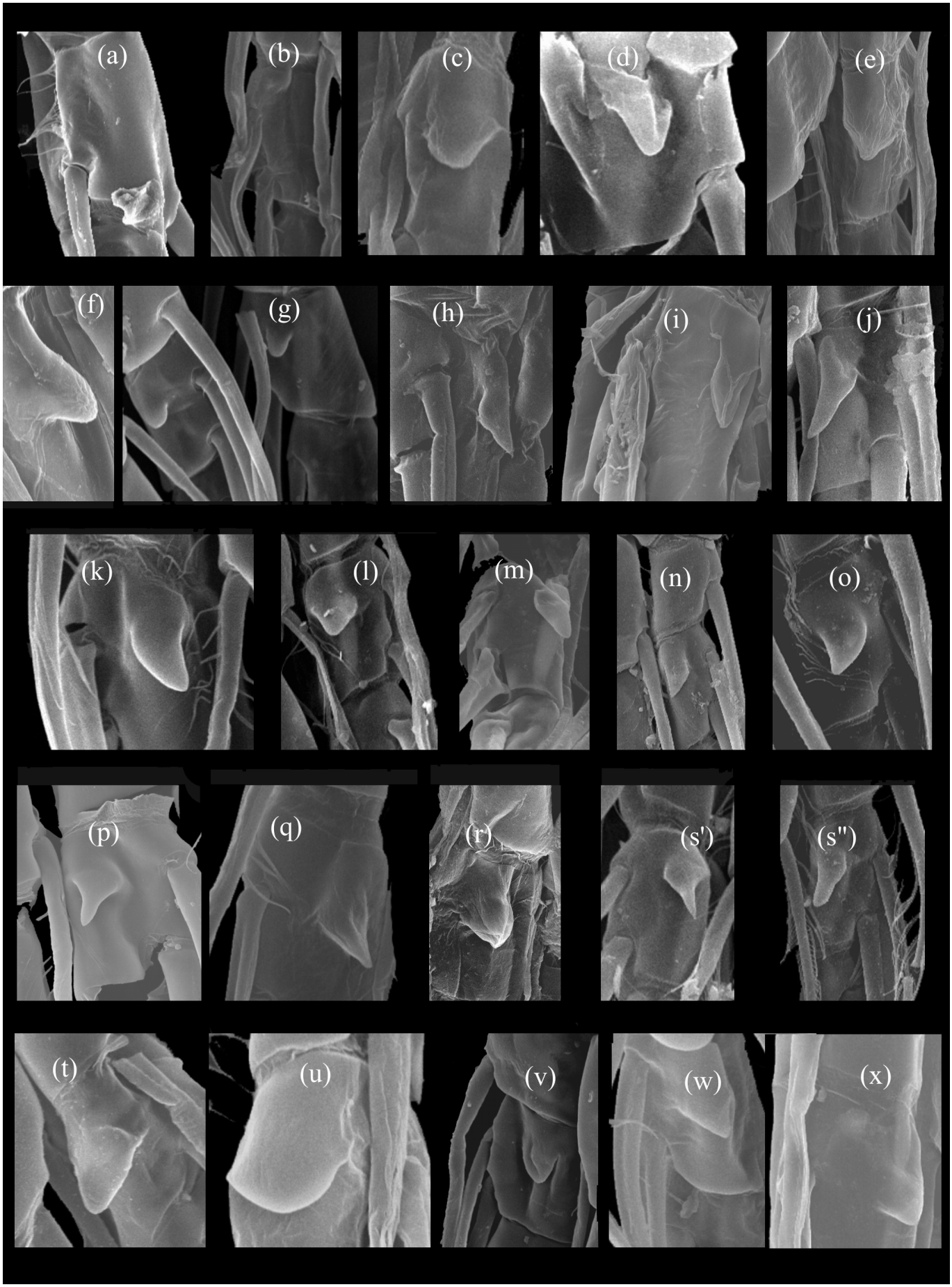


Рис.2. Общий вид шмейлевского органа на втором членике эндоподита у диаптомид: a – *Hemidiaptomus ignatovi*; b – *Gigantodiaptomus amblyodon*; c – *Eudiaptomus vulgaris*; d – *E. transylvanicus*; e – *E. gracilis*; f – *E. graciloides*; g – *Acanthodiaptomus denticornis*, Schmeil's organ variety; h – *A. tibetanus*; i – *A. pacificus*; j – *Arctodiaptomus (A.) similis*; k – *A. (A.) byzanthinus*; l – *A. (A.) dentifer*; m – *A. (A.) wierzejskii*; n – *A.(Rhabdodiaptomus) acutilobatus*; o – *A. (Rh.) alpinus*; p – *A. (Rh.) bacillifer*; q – *A. (Rh.) niethammeri*; r – *A. (Rh.) dahuricus*; s', s" – *A. (Rh.) ulomskyi*, Schmeil's organ variety; t – *A. (Rh.) salinus*; u – *A. (Stenodiaptomus) paulseni*; v – *A. (Haplodiaptomus) kamtschaticus*; w – *Mixodiaptomus incrassatus*; x – *M. kozhovi*.

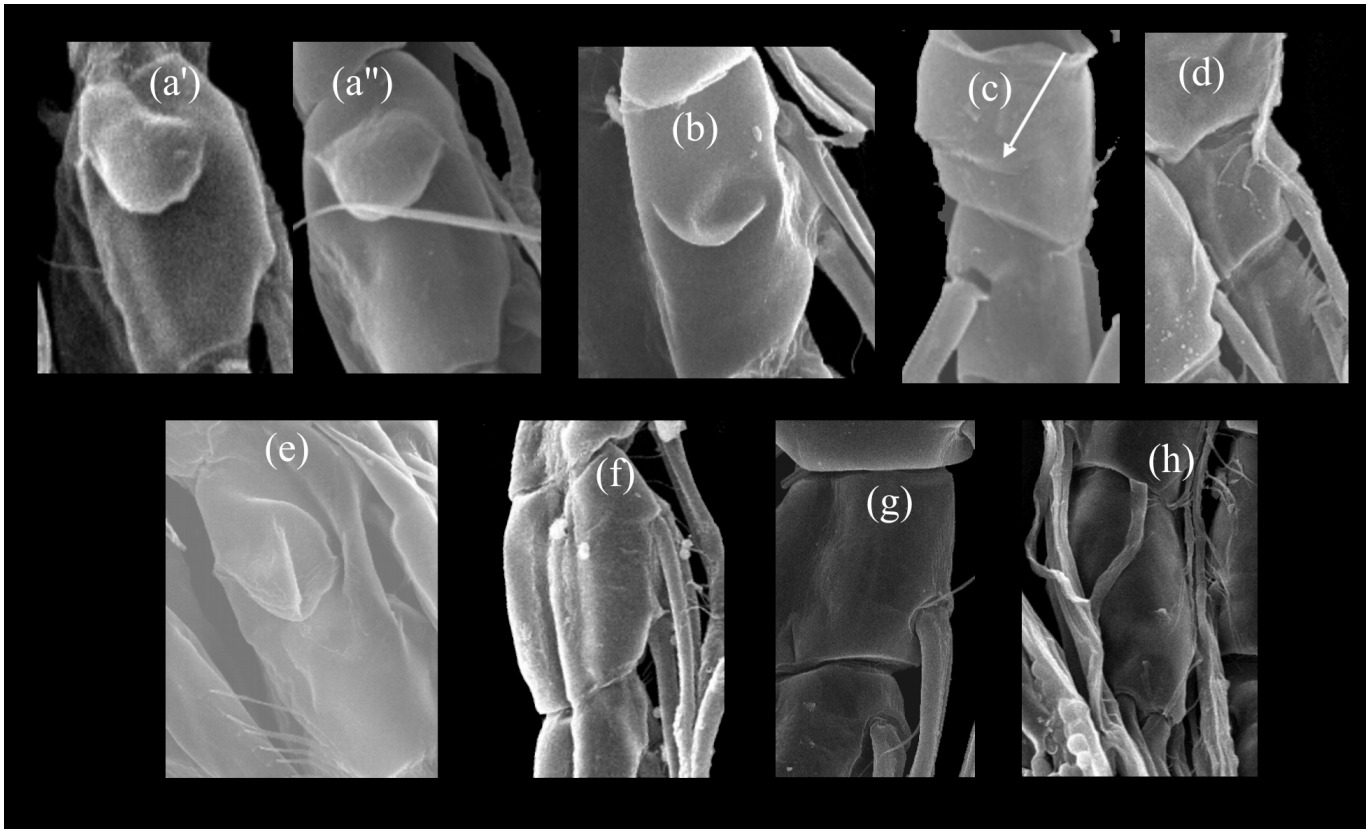


Рис.3. Общий вид шмейлевского органа на втором членике эндоподита у диаптомид: a', a" – *Leptodiaptomus siciloides*, female (') and male ("); b – *L. angustilobus*; *Hemidiaptomus ignatovi*; c – *Hesperodiaptomus eiseni*; d – *H. arcticus*; e – *Neutrodiaptomus incongruens*; f – *Nordodiaptomus alaskaensis;* g – *Diaptomus (Chaetodiaptomus) glacialis*; h – *Sinodiaptomus sarsi*.

в форме ШО между *E. transylvanicus* и *E. vulgaris*, а также между *E. gracilis* и *E. graciloides*, возможно, позволят сделать ее более точной, поскольку ШО у *E. transylvanicus* в виде удлиненного треугольника с закругленным углом (Рис. 1j), в отличие от неглубокой складки у *E. vulgaris* (Рис. 1v), а у *E. graciloides* (Рис. 1r) принимает вид поперечной складки, что встречается относительно редко.

Кроме того, само наличие или отсутствие этого образования – характерный видовой признак. Так, для рода *Hemidiaptomus* указывалось отсутствие ШО для всех видов (Боруцкий и др., 1991). Согласно нашим наблюдениям, эта структура имеется у *H. ignatovi* Sars G.O., 1903, в виде небольшой складочки, и действительно отсутствует у *H. amblyodon* (Marenzeller, 1873) и *H. hungaricus* (Kiefer, 1932). Причем, согласно современным представлениям (Степанова, 2005), два последних вида выделены в отдельный род (ранее подрод) *Gigantodiaptomus* Kiefer, 1932 и объединяющий их признак (отсутствие ШО) является подтверждением обоснованности такого выделения. Возможно, наличие ШО характерно для видов рода *Hemidiaptomus* и не присуще видам рода *Gigantodiaptomus*. Мы также получили подтверждение отсутствия органа Шмейля у представителей подрода Chaetodiaptomus на примере *D. (Ch.) zografi* (Podshivalina and Sheveleva, 2023) и *D. (Ch.) glacialis* (Рис. 3г) (в сравнении с подродом *Diaptomus*), а также у представителей рода *Nordodiaptomus* (Рис. 3f) и *Sinodiaptomus* (Рис. 3h).

Считалось, что для представителей рода *Hesperodiaptomus* характерно отсутствие ШО (Wilson, 1953). При описании вида *H. californiensis* Scanlin & Reid, 1996 впервые для рода указано наличие этой структуры в виде поперечной складочки, похожей на гребень (Scanlin and Reid, 1996). В ходе наших исследований ШО подобной формы также обнаружен у *H. eiseni* (Рис. 3c) и действительно отсутствует у *H. arcticus* (March, 1920) (Рис. 3d). При этом данные виды не являются близкими. Так, *H. californiensis* морфологически наиболее сходен с *H. kiseri* (Kincaid, 1953), *H. schefferi* Wilson M.S., 1953 и *H. victoriaensis* (Reed, 1958) (Reid and Williamson, 2010), хотя распространен на североамериканском континенте гораздо южнее (Scanlin and Reid, 1996), в сходных с *H. eiseni* широтах.

Благодаря тому, что при описании видов (например, у Боруцкий и др., 1991; Kiefer, 1978) ШО упоминался при описании самок, сложилось мнение, что его наличие характерно только для них. Однако, по нашим данным, ШО есть у обоих полов. Сходство этой структуры у самцов и самок одного вида в большинстве случаев высокое. В этом можно убедиться на примере *L. siciloides* (Рис. 3a',a") и *M. asiaticus* (Рис. 1a–d). У последнего вида орган Шмейля имеет одинаковую форму – полукруглую складку как у самцов, так и у самок, но у самцов эта складка несколько глубже. Наличие ШО у самцов и отсутствие у самок одного вида встречается, по-видимому, редко, например, известно у *Hesperodiaptomus californiensis* (Scanlin and Reid, 1996).

4. Выводы

Таким образом, наличие и форму шмейлевского органа можно и нужно использовать как диагностический признак для целей более точного определения видов семейства Diaptomidae.

Благодарности

Работа выполнена на базе Центра электронной микроскопии Лимнологического института СО РАН (Иркутск).

Данная работа выполнена в рамках Государственного задания № 0279-2021-0007 “Комплексные исследования прибрежной зоны озера Байкал: долгосрочная динамика сообществ под воздействием различных факторов окружающей среды и биоразнообразия; причины и последствия негативных экологических процессов (2021-2025)”.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. 1991. Определитель Calanoida пресных вод СССР. Л.: Наука, 1991. 504 с. (Определители по фауне СССР, издаваемые ЗИН АН СССР, вып. 157).

Степанова Л.А. 2005. О составе рода Hemidiaptomus: выделение Gigantodiaptomus и Occidodiaptomus (Crustacea, Diaptomidae) в качестве самостоятельных родов. Зоологический журнал. 84(6): 754–760.

Kiefer H. 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer, 2. Freilebenden Copepoda. Die Binnengewässer. N 26 (2). Stuttgart: E. Schweizerbart’sche Verlagsbuchhandlung. pp. 1–343.

Podshivalina V.N., Sheveleva N.G. 2023. First record of Diaptomus zografi (Copepoda: Calanoida) from Russia in a century. Zoosystematica Rossica 32(2): 223–230. DOI: 10.31610/zsr/2023.32.2.223

Ranga Reddy Y.R. 1994. Copepoda: Calanoida: Diaptomidae. The Hague: SPB Academic Publishing BV.

Reid J.W., Williamson C.E. 2010. Copepoda. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, 3rd edition. London: Academic Press, pp. 829–899. DOI: 10.1016/b978-0-12-374855-3.00021-2

Scanlin M., Reid J.W. 1996. A new copepod species fron California, U.S.A.: Hesperodiaptomus californiensis (Crustacea: Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). Proceedings of the biological society of Washington 109(1): 103–111.

Schmeil O. 1896. Copepoda: I. Gymnoplea. Das Tierreich. Crustacea. Copepoda: Berlin: Verlag von R. Friedländer und Sohn, pp. 1–169.

Wilson M.S. 1953. New and inadequately known North American species of the genus Diaptomus. Smithsonian Miscellaneous Collections 122: 1–30.

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Results of measurements of trace gaseous concentrations at the Boyarsky reference station for monitoring the atmosphere of the Baikal natural territory in 2024

Tcydypov V.V.[1]*, Zhamsueva G.S.[1], Zayakhanov A.S.[1], Dementeva A.L.[1], Balzhanov T.S.[1], Starikov A.V.[1], Khodzher T.M.[2]

[1] *Institute of Physical Material Science Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Sahyanovoy Str., 6, Ulan-Ude, 670047, Russia*
[2] *Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia*

ABSTRACT. The paper presents the results of measurements of ground-level ozone, nitrogen oxide and dioxide, and sulfur dioxide concentrations in the atmosphere of the southeastern coast of Lake Baikal at the Boyarsky research station of the Institute of Physical Material Science Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (IPMS SB RAS). The features of the daily variation of small gaseous impurities in different seasons of the year are revealed. Seasonal variations of ground-level ozone, nitrogen oxide and dioxide, and sulfur dioxide concentrations were obtained. Periods with increased ground-level ozone concentrations were noted. It has been shown that high ozone levels may be associated with long-range transport from polluted areas of Mongolia and China.

Keywords: Small gaseous impurities, ground-level ozone, Lake Baikal, atmosphere, the Baikal natural territory, air pollution

For citation: Tcydypov V.V., Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S., Dementeva A.L., Balzhanov T.S., Starikov A.V., Khodzher T.M. Results of measurements of trace gaseous concentrations at the Boyarsky reference station for monitoring the atmosphere of the Baikal natural territory in 2024 // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 468-476. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-468

1. Introduction

Air pollution is now recognized as a global problem characterized by changes in atmospheric composition and elevated concentrations of air pollutants. According to the World Health Organization (WHO), outdoor air pollution in urban and rural areas caused 4.2 million premature deaths worldwide in 2019 (WHO, 2022). Ozone (O_3), as a secondary pollutant formed through photochemical reactions involving nitrogen oxides (NO_x) and volatile organic compounds (VOCs) under the influence of solar radiation, poses significant risks to human health, ecological systems (Lippmann, 1993; Burnett et al., 1997; Pacifico et al., 2015, Shikhovtsev et al.,2024) and vegetation (Rich, 1964; Fiscus et al., 2005; Felzer et al., 2007; Ainsworth et al., 2012); Sillman, 1999; Jaffe et al., 2008; Jaffe and Wigder, 2012, Lindaas et al., 2017).

The atmosphere is an important component of the natural environment and can have a significant impact on the functioning of large terrestrial and aquatic ecosystems, in particular, such as Lake Baikal. In addition to the direct impact on currents and the intensity of vertical mixing of water masses, the atmosphere is a source of various natural and anthropogenic substances, both directly on the surface of the reservoir and on its catchment area (Zhamsueva et al., 2021).

In recent years, monitoring the entry of pollutants into the Baikal ecosystem through the atmosphere has become especially important due to climate change, an increase in the number and area of forest fires, which have a huge impact on its pollution.

In this regard, Lake Baikal is of particular interest for the implementation of digital monitoring methods and technologies, as an ideal place, since it can be characterized as representing natural conditions, but at the same time there are periods of anthropogenic impact due to the orographic isolation of the Baikal Basin and the specific nature of the circulation of air flows over the lake. The need to obtain information on modern

*Corresponding author.
E-mail address: tsydypov@inbox.ru (V.V. Tcydypov)

Received: June 26, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

climate changes in the Lake Baikal region, where they occur at an accelerated rate, makes this task important and relevant. In connection with the high spatio-temporal variability of meteorological conditions, the processes of distribution and fallout of anthropogenic impurities in the central ecological zone of Baikal, it is extremely important to use high-resolution automatic (in situ) methods of measuring both the pollutants themselves and meteorological parameters.

The study of this article focuses on complex observations of concentrations of trace gases at the Boyarsky reference station for monitoring the atmosphere of the Baikal natural territory. Air quality monitoring using continuous measurement systems allowed us to quantitatively determine the content of pollutants in the air and provide accurate information on their distribution in different seasons of the year.

2. Material and methods

The Boyarsky reference station (51˚50′47″N; 106˚04′01″E) is located in the "background" area, directly near the coastal zone of the south-eastern coast of Lake Baikal, along a transect covering the zone of transboundary transfer of anthropogenic emissions from the industrial centers of the Irkutsk region (Fig. 1).

The 3.02 P-A, P-310A, C-310A chemiluminescent gas analyzers (OPTEK Inc., St. Petersburg) were used to measure the concentrations of ozone, nitrogen oxides, and sulfur dioxide. The P-310A and C-310A gas analyzers measured the concentrations in the range from 0 to 1000 μg m^{-3} with an error of ±25%, and the 3.02 P-A gas analyzers in the range from 0 to 500 μg m^{-3} with an error of ±20%. Calibration and zeroing were performed automatically with the help of built-in microflux sources according to commands from gas analyzers' processor. The gas analyzer measurement accuracy is controlled using Mod. 8500 Monitor Labs calibrator (Monitor Labs. Inc., United States).

To assess possible sources of impurities entering the atmosphere of the central ecological zone of Lake Baikal and to visualize air transfers from large industrial sources, the HYSPLIT mathematical model was used (Stein et al., 2015). For illustrate of data numeric model SILAM (System for Integrated modeLling of Atmospheric coMposition) the Ventusky application (https://www.ventusky.com) are used.

3. Results and discussion

According to continuous observations at the Boyarsky reference station, seasonal variability in concentrations of small gaseous impurities was revealed. Figure 2 shows a histogram of the distribution of average monthly values of ground-level ozone, sulfur dioxide, and nitrogen oxides. The vertical lines in the diagrams show the standard deviation

In May the average monthly ozone concentrations were 116 μg/m^3, in June 96 μg/m^3, in July 100 μg/m^3, in August 105 μg/m^3, in September 63 μg/m^3, and in October 55 μg/m^3. Figure 2a demonstrates that the seasonal variability of ground-level ozone concentrations shows a pronounced maximum in the spring-summer period. In spring, due to increased vertical mixing and active ozone inflow from the free troposphere, the average monthly ground-level ozone concentrations reached 116 μg/m^3. The average monthly concentrations of nitrogen oxide and dioxide remained at the background level in all seasons and did not exceed 10 μg/m3 (Fig. 2c,d).

On clear calm days the maximum concentration values of O_3 in July 31, in 08 August and 12 August were noted and amounted to 208 μg/m^3, 216 μg/m^3 and 234 μg/m^3, respectively. It was established that in the summer the maximum average daily concentrations of ozone were observed in the southwestern direction of the air masses, and the minimum average daily O_3 values occur in September and October. The main reason for the increased concentrations of ozone is apparently associated with the location of the Boyarsky station, which is located near the forest. The latter are a powerful source of generation of terpenes, of which ozone forms in natural conditions (Zayakhanov et al., 2022).

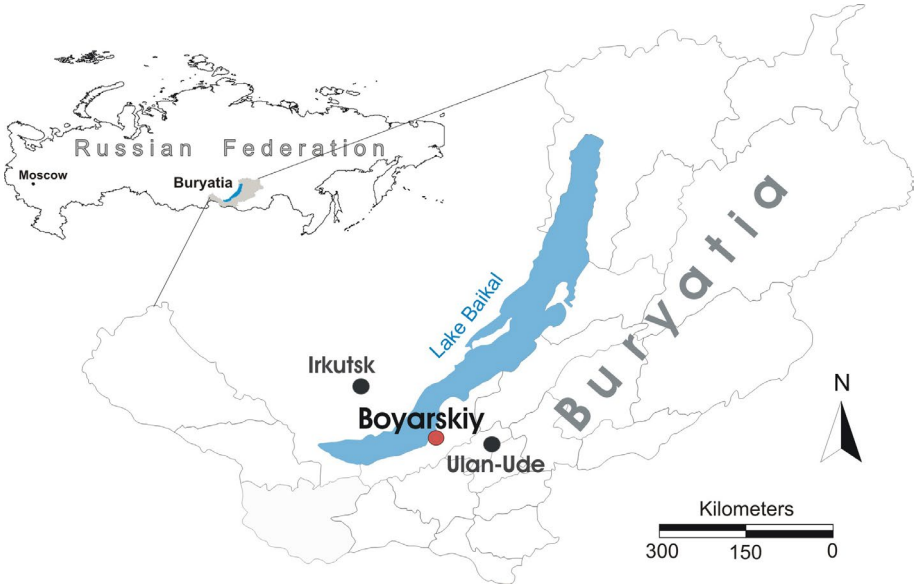


Fig.1. Location of the sampling station "Boyarsky".

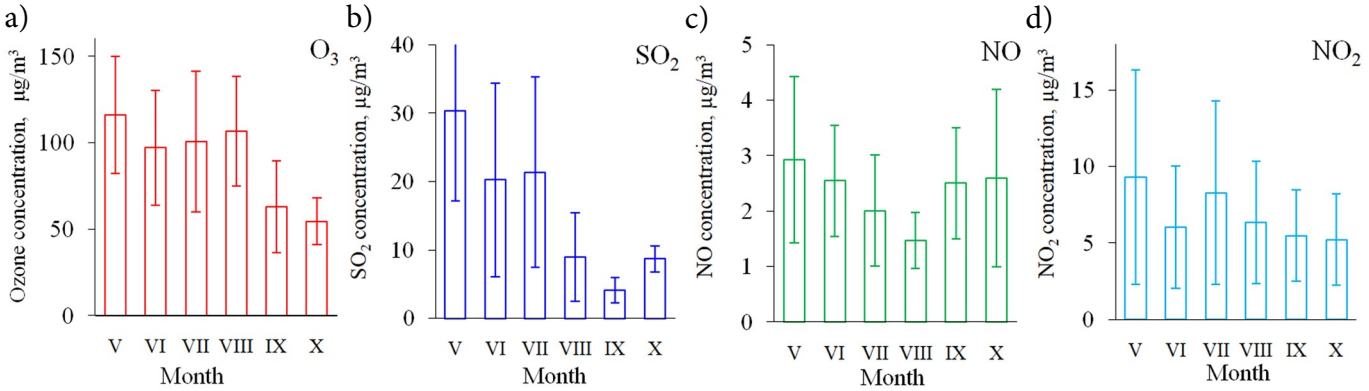


Fig.2. Temporal variability of monthly average concentrations of ground-level ozone (a), sulfur dioxide (b), nitrogen oxide (c), nitrogen dioxide (d); vertical lines show the standard deviation.

In the summer of 2024, the large-scale forest fires were observed in the Irkutsk region, the Krasnoyarsk territory and Yakutia. From July 27 to August 1 the increased levels of squirrel ozone were noted to 203 μg/m³ due to the transfer of smokes from the fires area at the Boyarsky station, The maximum daily amplitude was observed in July and reached 120 μg/m³, which can be associated with both photochemical processes (high daily temperatures and significant insolation) and the dynamics of the border layer (cold nights accompanied by strong inversions).

The daily variation of the concentrations of small gas impurities was obtained for each month of observation (Fig. 3). As in previous years, 2021-2023, the daily course of the concentration of ozone in all seasons of 2024 has a maximum in the daytime, at least at night and in the morning (Fig. 3a).

The daily variation of nitrogen oxide and dioxide concentrations in all seasons is weakly expressed (Fig. 3b,c). It was noteded that the daily variation of SO_2 concentration in May, June and July repeats the daily variation of ozone. The correlation coefficient was 0.82.

In spring, the average daily concentrations of trace gases were SO_2 -30,1 μg/m³, NO_2 – 8,7 μg/m³, NO – 2,2 μg/m³. The average daily ozone concentration in summer is noticeably lower than in spring. The amplitude of intra-day fluctuations varies in the range of 50-75 μg/m³. The average concentrations of gas impurities in autumn (September-October) were for O_3 -58,7 μg/m³; SO_2 -6.3 μg/m_3, NO_2 – 5,4 μg/m³, NO – 2,5 μg/m³.

To assess the periods of exceeding hygienic standards, days with an excess of the maximum permissible single concentration (MPCm = 160 μg/m³) were identified; there were 28 of them, which is 29% of the total observation case. In 72% of cases, an excess of the maximum permissible average daily concentration (MPCd = 100 μg/m³) was noted. Increased O_3 concentrations can be associated, as noted above, with the location of the observation point on the border with a forest area, where an increased content of organic compounds of plant origin is usually observed, which participate in chemical reactions that contribute to an increase in ozone concentration. In addition, the high level is associated with the generation of ozone in polluted air during long-range transfer. As an example for assessing the contribution of long-range transfer to the observed extreme O_3 values on August 12, 2024 in the atmosphere of statioon. "Boyarsky", calculations of air mass transfer routes were performed using the HYSPLIT trajectory model and calculations using the SILAM (Fig. 4).

The calculation results are presented in the form of a map of the O_3 concentration distribution in Figure 4. It also shows the backward trajectories of air mass transfer calculated using the HYSPLIT model, which indicates the transfer of air masses from southwestern directions from the territories of Mongolia and China with a high content of ozone and anthropogenic gases.

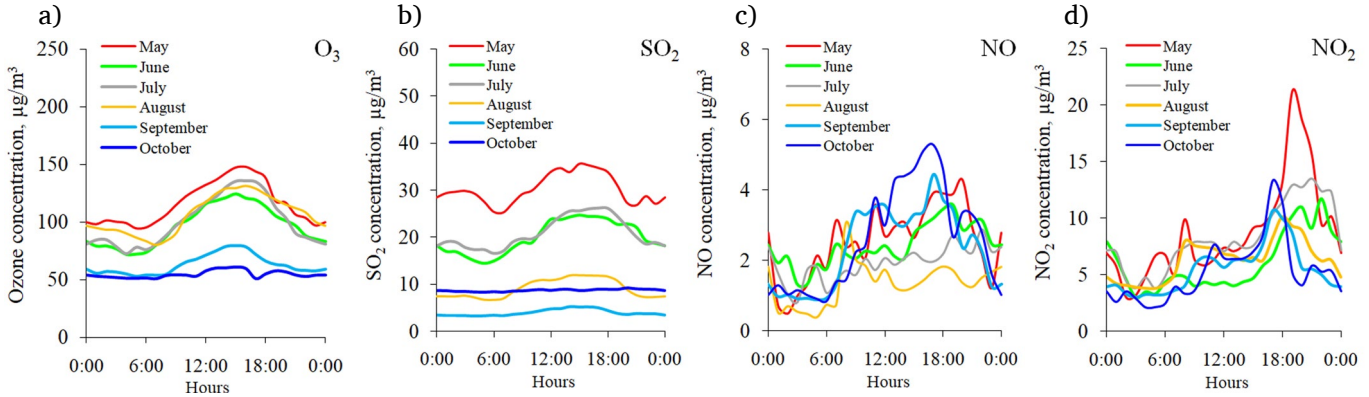


Fig.3. Daily variation of the concentrations O_3 (a), sulfur dioxide SO_2 (b), nitrogen oxide NO (c), nitrogen dioxide NO_2 (d) in different months 2024 the Boyarsky station.

4. Conclusion

Continuous measurements of ground-level ozone, nitrogen oxide and dioxide, and sulfur dioxide concentrations in the atmosphere of the southeastern coast of Lake Baikal were carried out at the Boyarsky reference station of the IPM SB RAS. Seasonal variations in trace gas impurities were obtained. The seasonal variability of ground-level ozone concentrations shows a pronounced maximum in the spring-summer period due to increased vertical mixing and active ozone inflow from the free troposphere. Concentrations of SO2, NO2, and NO remained at the background level in all seasons. The diurnal variation in trace gas impurity concentrations was obtained for each month of observations. The diurnal variation in O3 concentrations in all seasons has a maximum in the daytime and a minimum at night and in the morning. The diurnal variation in nitrogen oxide and dioxide concentrations in all seasons is weakly expressed. Periods with increased ground-level ozone concentrations were noted. It has been shown that high ozone levels may be associated with long-range transport from polluted areas of Mongolia and China.

Acknowledgements

The work was carried out with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation within the framework of the scientific topic project under State Assignment 124041500027-2 (organization of expeditionary research at the Boyarsky station) and RSF grant No. 19-77-20058 P (data analysis and processing).

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

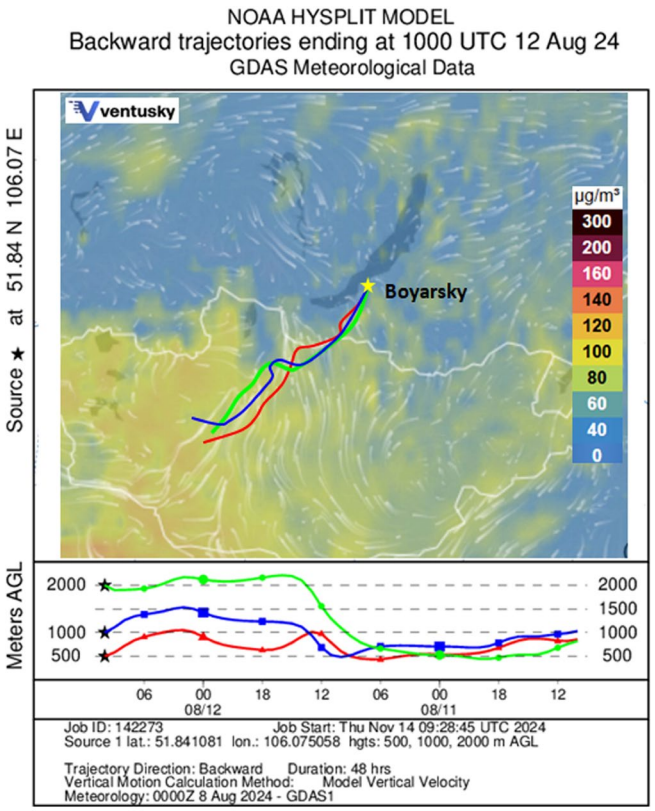


Fig.4. Spatial distribution of ground-level ozone concentration according to Ventusky application data on August 12, 2024, back trajectories (HYSPLIT model) for altitudes of 500 m, 1000 m and 2000 m.

References

Ainsworth E.A., Yendrek C.R., Sitch S. et al. 2012. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. Annual Review of Plant Biology 63: 637–661.

Burnett R.T., Brook J.R., Yung W.T. et al. 1997. Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities. Environmental Research 72 (1): 24–31.

Felzer B.S., Cronin T., Reilly J.M. et al. 2007. Impacts of ozone on trees and crops. Comptes Rendus Geoscience 339 (11 – 12): 784–798.

Fiscus E.L., Booker F.L., Burkey K.O. 2005. Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. Plant, Cell & Environ 28 (8): 997–1011. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2005.01349.x

Lindaas J., Farmer D.K., Pollack I.B. et al. 2017. Changes in ozone and precursors during two aged wildfire smoke events in the Colorado Front Range in summer 2015. Atmospheric Chemistry and Physics 17 (17): 10691–10707.

Jaffe D., Chand D., Hafner W. et al. 2008. Influence of fires on O3 concentrations in the western US. Environmental Science & Technology 42 (16): 5885–5891.

Jaffe D.A., Wigder N.L. 2012. Ozone production from wildfires: a critical review. Atmospheric Environment 51: 1–10.

Lippmann M. 1993. Use of human lung tissue for studies of structural changes associated with chronic ozone exposure: opportunities and critical issues. Environmental Health Perspectives 101 (Suppl. 4): 209–212.

Pacifico F., Folberth G.A., Sitch S. et al. 2015. Biomass burning related ozone damage on vegetation over the Amazon forest: a model sensitivity study. Atmospheric Chemistry and Physics 15 (5): 2791–2804.

Rich S. 1964. Ozone damage to plants. Annual Review of Phytopathology 2 (1): 253–266.

Sillman S. 1999. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. Atmospheric Environment 33 (12): 1821–1845. DOI: 10.1016/S1352-2310(98)00345-8

Shikhovtsev M.Y., Molozhnikova Y.V., Obolkin V.A. et al. 2024. Features of Temporal Variability of the Concentrations of Gaseous Trace Pollutants in the Air of the Urban and Rural Areas in the Southern Baikal Region (East Siberia, Russia). Applied sciences 14(18): 1-19. DOI: 10.3390/app14188327

Stein A., Draxler R., Rolph G. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bulletin of the American Meteorological Society 96: 2059–2077.

WHO. 2022. World Health Organization. URL: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health (accessed on 02/07/2024).

Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tcydypov V. et al. 2021. Spatial-Temporal Variability of Small Gas Impurities over Lake Baikal during the Forest Fires in the summer of 2019. Atmosphere 12 (1): 20. DOI: 10.3390/atmos12010020

Zayakhanov A.S., Zhamsueva G.S., Tcydypov V.V. et al. 2022. The results of synchronous measurements of ozone deposition fluxes in forest and grasslands in the coastal zone of the Lake Baikal. Proceedings of SPIE 12341: 123416G. DOI: 10.1117/12.2644918

Краткое сообщение

Результаты измерений концентраций малых газовых примесей на опорной станции мониторинга атмосферы Байкальской природной территории «Боярский» в 2024 г

Цыдыпов В.В.[1]*, Жамсуева Г.С.[1], Заяханов А.С.[1], Дементьева А.Л.[1], Бальжанов Т.С.[1], Стариков А.В.[1], Ходжер Т.В.[2]

[1] *Институт физического материаловедения Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Сахьяновой, 6, г. Улан-Удэ, 670047, Россия*
[2] *Лимнологический институт Сибирского Отделения Российской Академии Наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия*

АННОТАЦИЯ. В работе приведены результаты измерений концентраций приземного озона, оксида и диоксида азота, диоксида серы в атмосфере юго-восточного побережья оз. Байкал на научном стационаре «Боярский» ИФМ СО РАН. Выявлены особенности суточного хода малых газовых примесей в разные сезоны года. Отмечена важная роль в суточных вариациях озона и других малых газовых примесей смены воздушных потоков в условиях бризовых циркуляций, которые в значительной степени влияют на перенос и рассеяние атмосферных примесей в регионе.

Ключевые слова: Малые газовые примеси, приземный озон, оз. Байкал, атмосфера, Байкальская природная территория

Для цитирования: Цыдыпов В.В., Жамсуева Г.С., Заяханов А.С., Дементьева А.Л., Бальжанов Т.С., Стариков А.В., Ходжер Т.В. Результаты измерений концентраций малых газовых примесей на опорной станции мониторинга атмосферы Байкальской природной территории «Боярский» в 2024 г // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 468-476. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-468

1. Введение

Загрязнение воздуха в настоящее время признается в качестве мировой проблемы, характеризующейся изменениями в составе атмосферы и повышенными концентрациями загрязняющих веществ в воздухе. По данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), загрязнение атмосферного воздуха в городах и сельской местности, стало причиной 4,2 миллиона преждевременных смертей во всем мире в 2019 году (ВОЗ, 2022). Озон (O_3), как вторичный загрязнитель, образующийся в результате фотохимических реакций с участием оксидов азота (NO_x) и летучих органических соединений (ЛОС) под действием солнечного излучения, представляет значительные риски для здоровья человека и экологических систем (Lippmann, 1993; Burnett et al., 1997; Pacifico et al., 2015, Shikhovtsev et al.,2024) и растительность (Rich, 1964; Fiscus et al., 2005; Felzer et al., 2007; Ainsworth et al., 2012; Sillman, 1999; Jaffe et al., 2008; Jaffe and Wigder, 2012, Lindaas et al., 2017).

Атмосфера является важной составляющей природный среды и может оказывать существенное влияние на функционирование крупных наземных и водных экосистем, в частности, таких как озеро Байкал. Помимо прямого влияния на течения и интенсивность вертикального перемешивания водных масс, атмосфера является источником поступления различных природных и антропогенных веществ, как непосредственно на поверхность водоема, так и на его водосборный бассейн (Zhamsueva et al., 2021).

В последние годы контроль за поступлением загрязняющих веществ в экосистему Байкала через атмосферу приобретает особое значение в связи с изменением климата, увеличением количества и площадей лесных пожаров, оказывающих огромное влияние на ее загрязнение.

В этом отношении оз. Байкал представляет особый интерес для внедрения методов и технологий цифрового мониторинга, как идеальное место, поскольку его можно охарактеризовать как

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: tsydypov@inbox.ru (В.В. Цыдыпов)

Поступила: 26 июня 2025; ***Принята:*** 27 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

представляющий природные условия, но в тоже время здесь наблюдаются периоды антропогенного воздействия вследствие орографической изолированности Байкальской котловины и специфического характера циркуляции воздушных потоков над акваторией озера. Необходимость получения информации современных климатических изменений в регионе оз. Байкал, где они проходят ускоренно, делает данную задачу важной и актуальной. В связи с высокой пространственно-временной изменчивостью метеорологических условий, процессов распространения и выпадения антропогенных примесей в центральной экологической зоне (ЦЭЗ) Байкала, крайне важно применение высокоразрешающих автоматических (in situ) методов измерения, как самих загрязнителей, так и метеорологических параметров.

Исследование данной статьи сосредоточено на комплексных наблюдениях за концентрациями малых газовых примесей на опорной станции мониторинга атмосферы Байкальской природной территории «Боярский». Контроль качества воздуха с помощью систем непрерывного измерения позволил количественно определить содержание загрязняющих веществ в воздухе и предоставить точную информацию о их распределении в разные сезоны года.

2. Материалы и методы

Опорная станция «Боярский» (51˚50′47″N; 106˚04′01″E) расположена в «фоновом» районе, непосредственно вблизи береговой зоны юго-восточного побережья оз. Байкал, вдоль трансекты, охватывающей зону трансграничного переноса антропогенных выносов от промышленных центров Иркутской области (Рис. 1).

Для измерения концентрации озона, окислов азота, диоксида серы использовались хемилюминесцентные газоанализаторы 3.02 П-А, Р-310А, С-310А (ЗАО «ОПТЭК», г. Санкт-Петербург). Диапазон измерений газоанализаторов Р-310А, С-310А выполняемых с погрешностью ±25%, составляет от 0 до 1000 мкг/м^3, газоанализаторов 3.02 П-А от 0 до 500 мкг/м^3, погрешность измерений ±20%. Калибровка и установка нуля осуществляется автоматически при помощи встроенных источников микропотоков по командам процессора газоанализаторов. Контроль точности измерений газоанализаторов осуществляется с помощью калибратора Mod. 8500 Monitor Labs (Monitor Labs. Inc., США).

Для оценки возможных источников поступления примесей в атмосферу центральной экологической зоны Байкала и визуализации воздушных переносов от крупных индустриальных источников использовалась математическая модель HYSPLIT (Stein et al., 2015). Для визуального отображения данных численного расчета состава атмосферы по модели SILAM (System for Integrated modeLling of Atmospheric coMposition) ипользовалось приложение Ventusky (https://www.ventusky.com).

3. Результаты и обсуждение

По данным непрерывных наблюдений на опорной станции «Боярский» выявлена сезонная изменчивость концентраций газовых примесей. На Рисунке 2 представлена гистограмма распределения среднемесячных значений концентраций приземного озона, диоксида серы, окислов азота. На диаграммах вертикальными линиями показано среднеквадратическое отклонение.

Выявлены среднемесячные концентрации озона, которые составляла в мае 116 мкг/м^3, в июне 96 мкг/м^3, в июле 100 мкг/м^3, в августе 105 мкг/м^3, в сентябре 63 мкг/м^3, в октябре 55 мкг/м^3. Из Рисунка 2а видно, что в сезонной изменчивости концентрации приземного озона проявляется ярко выраженный максимум в весенне-летний период. Весной, благодаря усилению вертикального перемешивания и активному поступлению озона из свободной тропосферы, среднемесячные концентрации приземного озона достигали 116 мкг/м^3. Среднемесячные концентрации оксида и диоксида азота во все сезоны оставались на фоновом уровне, и не превышали 10 мкг/м^3 (Рис. 2 в,г).



Рис.1. Карта-схема расположение опорной станции «Боярский».

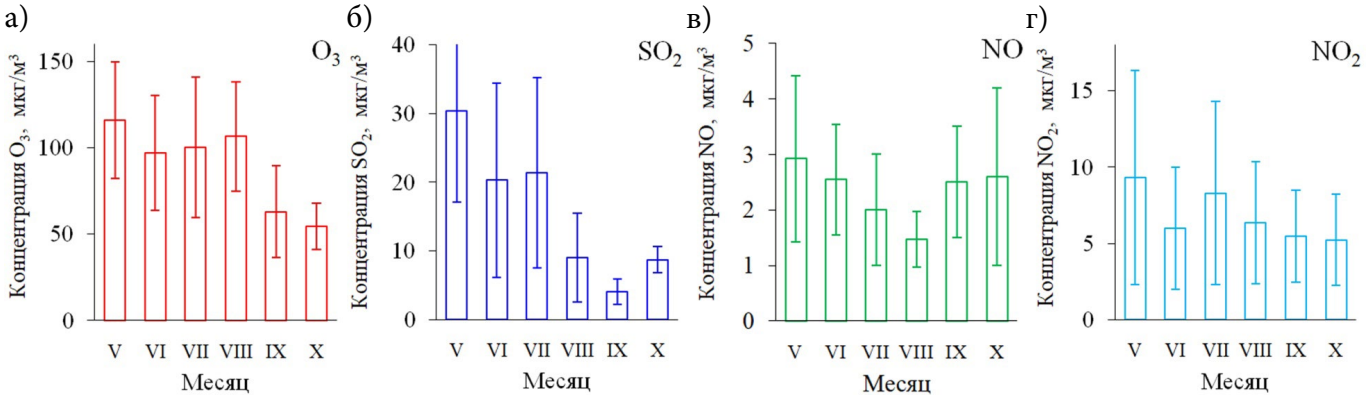


Рис.2. Временной ход среднемесячных концентраций приземного озона (а), диоксида серы (б), оксида азота (в), диоксида азота (г), вертикальными линиями показано среднеквадратическое отклонение.

Отмечены максимальные значения концентрации O_3 31 июля, 08 августа и 12 августа в ясные безветренные дни и составляли 208 мкг/м³, 216 мкг/м³ и 234 мкг/м³, соответственно. Установлено, что летом максимальные среднесуточные концентрации озона наблюдались при юго-западном направлении воздушных масс, а минимальные среднесуточные значения O_3 приходятся на сентябрь и октябрь. Основная причина повышенных концентраций озона, по-видимому, связана с расположением стационара «Боярский», который находится вблизи лесного массива. Последние являются мощным источником генерации терпенов, из которых в естественных условиях и образуется озон (Zayakhanov et al., 2022).

Летом 2024 г. наблюдались крупномасштабные лесные пожары в Иркутской области, Красноярском крае и Якутии. Вследствие переноса дымов от очагов пожаров на стационаре «Боярский» с 27 июля по 1 августа отмечались повышенные уровни приземного озона до 203 мкг/м³. Максимальная амплитуда суточного хода наблюдалась в июле и достигала 120 мкг/м³, что может быть связано как с фотохимическими процессами (высокие дневные температуры и значительная инсоляция), так и с динамикой пограничного слоя (холодные ночи, сопровождающиеся сильными инверсиями).

Получен суточный ход концентраций малых газовых примесей для каждого месяца наблюдений (Рис. 3). Как и в предыдущие годы 2021-2023 гг., суточный ход концентрации озона во все сезоны 2024 г. имеет максимум в дневные часы, минимум – ночью и утром (Рис. 3а).

Суточный ход концентраций оксида и диоксида азота во все сезоны слабо выражен (Рис. 3в,г). Отмечено, что суточный ход концентрации SO_2 в мае, июне и июле повторяет суточный ход озона (Рис. 3а,б). Коэффициент корреляции составил 0,82.

Весной среднесуточные концентрации малых газовых примесей составили SO_2 -30,1 мкг/м³, NO_2 – 8,7 мкг/м³, NO – 2,2 мкг/м³. Среднесуточная концентрация озона летом заметно ниже, чем весной. Амплитуда внутрисуточных колебаний изменяется в диапазоне 50-75 мкг/м³. Средние концентрации газовых примесей осенью (сентябрь-октябрь) составили для O_3 -58,7 мкг/м³; SO_2 -6,3 мкг/м³, NO_2 – 5,4 мкг/м³, NO – 2,5 мкг/м³.

Для оценки периодов превышения гигиенических нормативов выявлены дни с превышением предельно допустимой максимально разовой концентрации озона (ПДКмр = 160 мкг/м³). Таких дней было зафиксировано 28 дней, что составляет 29% от общего случая наблюдений. В 72% случаях отмечено превышение предельно допустимой среднесуточной концентрации (ПДКсс = 100 мкг/м³). Повышенные концентрации O_3 могут быть связаны, как уже отмечалось выше, с расположением пункта наблюдения на границе с лесным массивом, где наблюдаются обычно повышенное содержание

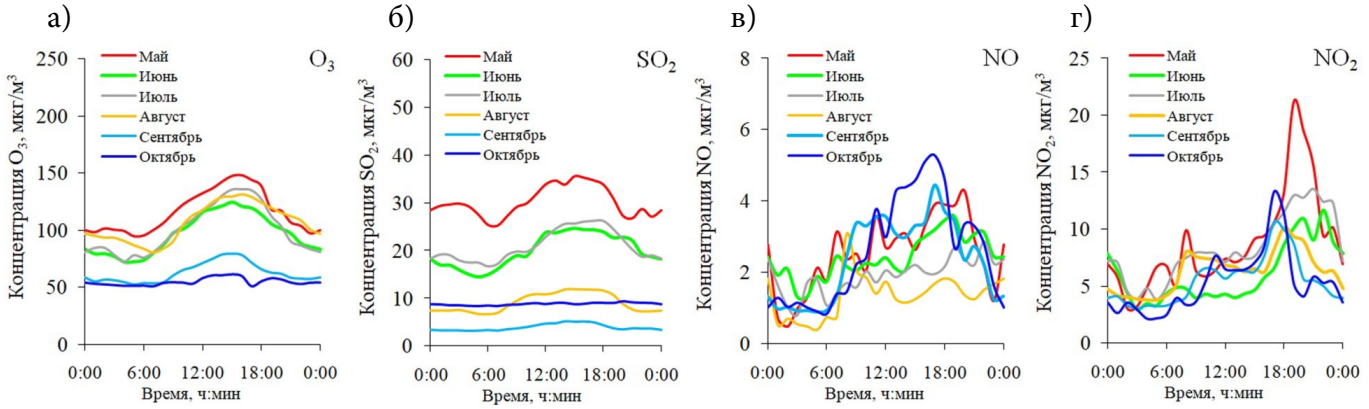


Рис.3. Суточный ход концентраций озона O_3 (а), диоксида серы SO_2 (б), оксида азота NO (в), диоксида азота NO_2 (г) в разные месяцы 2024 г. на ст. «Боярский».

органических соединений растительного происхождения, которые участвуют в химических реакциях, способствующих росту концентрации озона. Кроме того, высокий уровень озона может быть связан с переносом из загрязненных районов. В качестве примера для оценки вклада дальнего переноса в наблюдаемые экстремальные значения O_3 12 августа 2024 г. в атмосфере ст. «Боярский», проведены расчеты путей переноса воздушных масс с использованием траекторной модели HYSPLIT и расчеты по химико-транспортной модели SILAM (Рис. 4).

Результаты расчета представлены в виде карты распределения концентрации О3 на рисунке 4. Здесь же показаны обратные траектории переноса воздушных масс, рассчитанные по модели HYSPLIT, которые свидетельствуют о переносе воздушных масс с юго-западных направлений с территорий Монголии и Китая с высоким содержанием озона и антропогенных газов.

4. Заключения

Проведены непрерывные измерения концентраций приземного озона, оксида и диоксида азота, диоксида серы в атмосфере юго-восточного побережья оз. Байкал на опорной станции «Боярский» ИФМ СО РАН. Получены сезонные вариации малых газовых примесей. В сезонной изменчивости концентрации приземного озона проявляется ярко выраженный максимум в весенне-летний период за счет усиления вертикального перемешивания и активному поступлению озона из свободной тропосферы. Концентрации SO_2, NO_2 и NO во все сезоны оставались на фоновом уровне. Получен суточный ход концентраций малых газовых примесей для каждого месяца наблюдений. Суточный ход концентрации O_3 во все сезоны имеет максимум в дневные часы, минимум – ночью и утром. Суточный ход концентраций оксида и диоксида азота во все сезоны слабо выражен. Отмечены периоды с повышенным содержанием концентраций приземного озона. Показано, что высокий уровень озона может быть связан с дальним переносом из загрязненных районов Монголии и Китая.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках выполнения проекта научной темы по Госзаданию 124041500027-2 (организация экспедиционных исследований на стационаре «Боярский») и гранта РНФ №19-77-20058 П (анализ и обработка данных).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

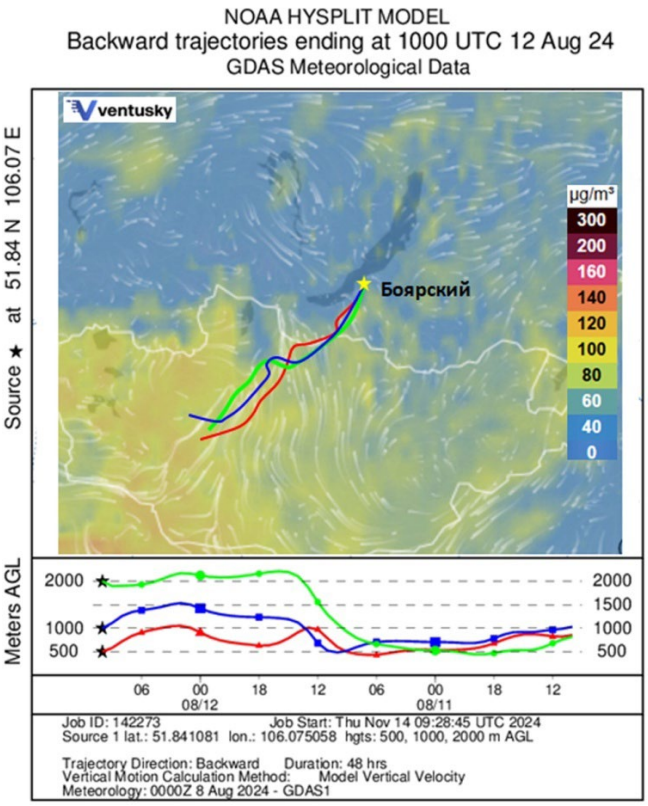


Рис.4. Пространственное распределение приземного озона по данным Приложения Ventusky на 12 августа 2024 г., обратные траектории (модель HYSPLIT) для высот 500м, 1000 м и 2000 м.

Список литературы

Ainsworth E.A., Yendrek C.R., Sitch S. et al. 2012. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. Annual Review of Plant Biology 63: 637–661.

Burnett R.T., Brook J.R., Yung W.T. et al. 1997. Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities. Environmental Research 72 (1): 24–31.

Felzer B.S., Cronin T., Reilly J.M. et al. 2007. Impacts of ozone on trees and crops. Comptes Rendus Geoscience 339 (11 – 12): 784–798.

Fiscus E.L., Booker F.L., Burkey K.O. 2005. Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. Plant, Cell & Environ 28 (8): 997–1011. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2005.01349.x

Lindaas J., Farmer D.K., Pollack I.B. et al. 2017. Changes in ozone and precursors during two aged wildfire smoke events in the Colorado Front Range in summer 2015. Atmospheric Chemistry and Physics 17 (17): 10691–10707.

Jaffe D., Chand D., Hafner W. et al. 2008. Influence of fires on O3 concentrations in the western US. Environmental Science & Technology 42 (16): 5885–5891.

Jaffe D.A., Wigder N.L. 2012. Ozone production from wildfires: a critical review. Atmospheric Environment 51: 1–10.

Lippmann M. 1993. Use of human lung tissue for studies of structural changes associated with chronic ozone exposure: opportunities and critical issues. Environmental Health Perspectives 101 (Suppl. 4): 209–212.

Pacifico F., Folberth G.A., Sitch S. et al. 2015. Biomass burning related ozone damage on vegetation over the Amazon forest: a model sensitivity study. Atmospheric Chemistry and Physics 15 (5): 2791–2804.

Rich S. 1964. Ozone damage to plants. Annual Review of Phytopathology 2 (1): 253–266.

Sillman S. 1999. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. Atmospheric Environment 33 (12): 1821–1845. DOI: 10.1016/S1352-2310(98)00345-8

Shikhovtsev M.Y., Molozhnikova Y.V., Obolkin V.A. et al. 2024. Features of Temporal Variability of the Concentrations of Gaseous Trace Pollutants in the Air of the Urban and Rural Areas in the Southern Baikal Region (East Siberia, Russia). Applied sciences 14(18): 1-19. DOI: 10.3390/app14188327

Stein A., Draxler R., Rolph G. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bulletin of the American Meteorological Society 96: 2059–2077.

WHO. 2022. World Health Organization. URL: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health (accessed on 02/07/2024).

Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tcydypov V. et al. 2021. Spatial-Temporal Variability of Small Gas Impurities over Lake Baikal during the Forest Fires in the summer of 2019. Atmosphere 12 (1): 20. DOI: 10.3390/atmos12010020

Zayakhanov A.S., Zhamsueva G.S., Tcydypov V.V. et al. 2022. The results of synchronous measurements of ozone deposition fluxes in forest and grasslands in the coastal zone of the Lake Baikal. Proceedings of SPIE 12341: 123416G. DOI: 10.1117/12.2644918

Monitoring of hydrochemical parameters of Lake Pit'evoe on Bolshoy Solovetsky Island

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Titova K.V.*, Sloboda A.A., Zhibareva T.A., Kokryatskaya N.M., Popov S.S., Eliseeva I.S., Bykov V.M.

N. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Nikolsky Prospekt, 20, Arkhangelsk, 163020, Russia

ABSTRACT. We conducted five-year hydrological studies (from 2020 to 2024) of a small freshwater lake on Bolshoy Solovetsky Island during the summer low water period, obtained hydrochemical data and compiled a bathymetric mapparameters of . This glaciotectonic body of water was classified as a small deep lake receiving waters of the western lake-canal system. It does not experience direct anthropogenic impact, with the exception of recreational load. Air temperature and precipitation fluctuations led to changes in temperature and water level in the water body studied . The combination of these variations influenced the hydrochemical parameters. Color, electrical conductivity, increase of dissolved iron and pH, lower mineralization (sum of main ions) largely depended on the amount of precipitation. Water temperature affected the concentration of oxygen and anoxic conditions were created in the bottom layers of the lake. The occurrence of anaerobic processes in the bottom layers of the lake was accompanied by an increase in the products of organic matter destruction, in particular, hydrocarbonates. At the same time, no increase in the content of hydrogen sulfide was noted, its concentrations did not exceed 5 μg/l over the period of research. The results obtained indicate the need to conduct annual monitoring of drinking water sources, even though present fluctuations in the hydrochemical indicators are mainly associated with climatic changes.

Keywords: Solovetsky Archipelago, freshwater lakes, hydrochemical indicators, climatic factors

For citation: Titova K.V., Sloboda A.A., Zhibareva T.A., Kokryatskaya N.M., Popov S.S., Eliseeva I.S., Bykov V.M. Monitoring of hydrochemical parameters of Lake Pit'evoe on Bolshoy Solovetsky Island // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 477-490. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-477

1. Introduction

Foundation and development of the Spaso-Preobrazhensky Solovetsky Monastery required sustainable water supply and the work was initiated in the second half of the XVIth century. Thus, about 38 lakes were united into the Western lake-canal system carrying water to Lake Svyatoe. It seems most likely that initially the waters of Lake Svyatoe, located in close proximity, were used for various needs of the monastery. Subsequently, the lake waters have been used mainly for hydraulic structures and technical purposes. The closing lake in the Western lake-canal system consisting of Danilovo, Trudovoe, Splavnoe lakes is Lake Pit'evoe (Gritsevskaya et al., 1972; Natytnik and Nikishin, 1990; Natural environment…, 2007; Zakharov, 2013). The hydrological and hydrochemical indicators are influenced by the water coming from a neighboring Lake Sredny Pert. The names of this body of water reflect the functions of the lake. Lake Pit'evoe is connected with Lake Svyatoe by a channel (starting from it) more than 2 km long (Pit'evoy Canal). The unforced flow of water from one reservoir to another is facilitated by gradual variation of elevations of almost 10 m due to a multi-leveled arrangement of the lakes. At present, for the water management needs of the Spaso-Preobrazhensky Solovetsky Monastery and the settlement of Solovetsky, which is located around the walls of this monastery, water is taken approximately in the middle of the Pit'evoy Canal. The authors reported on the hydrochemical and microbialogical indicators of this watercourse in Solovetsky Essays (Titova et al., 2021). Recent studies have shown that waters coming from Lake Pit'evoe affect significantly the Pit'evoy Canal up to the middle of its watercourse. Therefore, the authors could not ignore this reservoir. The inves-

*Corresponding author.
E-mail address: ksyu_sev@mail.ru (K. Titova)

Received: May 06, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

tigations began in July during the summer low water period (minimum water level) 2020 and were carried out annually at about the same time for the next four years. Some of the results were published in (Titova et al., 2020; 2024). The lake is not currently subject to any profound anthropogenic influence. There are no residential buildings or industrial enterprises on its shores. The recreational impact from the rowboats and electric motors is insignificant at present, but the tourist flow to the Solovetsky Islands is increasing every year,already reaching 50 thousand people per year. The neighboring Lake Sredniy Pert is the beginning of main excursion routes along the lake-canal system, where there is a boat station. At the same time, over the past five years, the number of private boats and other floating craftover the water area of the lake itself increased.. Hydrochemical data on various reservoirs in Russia and abroad indicate that the properties of water, in addition to climatic factors, can be affected by anthropogenic activities (Carlson, 1977; Debolskii et al., 2010; Fomenko, 2013; Adamovich et al., 2017; Efremova et al., 2019; Otyukova, 2021; Zhumay et al., 2021). The aim of this study was to summarize the hydrochemical parameters obtained on Lake Pit'evoe within 5 years (from 2020 to 2024) and consider possible environmental changes.

2. Materials and methods

The authors' surveys began in 2020 with searching for the deepest area for a reference water sampling site. They were carried out on an inflaTable rowboat using a «Fishfinder 140» Garmin echo sounder and a Garmin GPS 72, with the results recorded in an expedition log. The main hydrological parameters of the lake (length, width, water surface area, openness index) were also determined and described in detail by (Klimov and Bykov, 2022).

Lake Pit'evoe, a water body of tectonic origin (Gritsevskaya et al., 1972), is located northeast of the settlement Solovetsky. –. Its area is 0.1738 km^2, length – 980 m, width – 400 m, openness index – 0.047 (Klimov and Bykov, 2022). The lake is lobate-shaped, thebasin iselongated northwest to southeast, elongation coefficient – 5.9 m. The shores of the lake are not high and the coastline is poorly developed: its length is 3.5 km, tortuosity coefficient – 2.2, dissection coefficient – 4.6. The bottom relief consists of two clearly defined deep depressions, northern and southern, separated by an underwater sill (1.8 m from its top upward) (Gritsevskaya et al., 1972). The maximum depth of the northern depression at the time of bathymetric studies, that were carried out using a Humminbird GPS-Fishfinder 363 echo sounder with simultaneous recording of coordinates and the depth of the reservoir at a specific point, was 8.6 m, the southern one – 10.6 m (Titova et al., 2020; Klimov and Bykov, 2022; Titova et al., 2024). The bathymetric map was created based on the measurements made in July 2023 (Fig. 1). The average depth of the lake is 3.7–3.8 m (Gritsevskaya et al., 1972; Klimov and Bykov, 2022). According to the classification of P.V. Ivanov, the lake under study belongs to a group of deep lakes (a = 6.4) (Gritsevskaya et al., 1972).

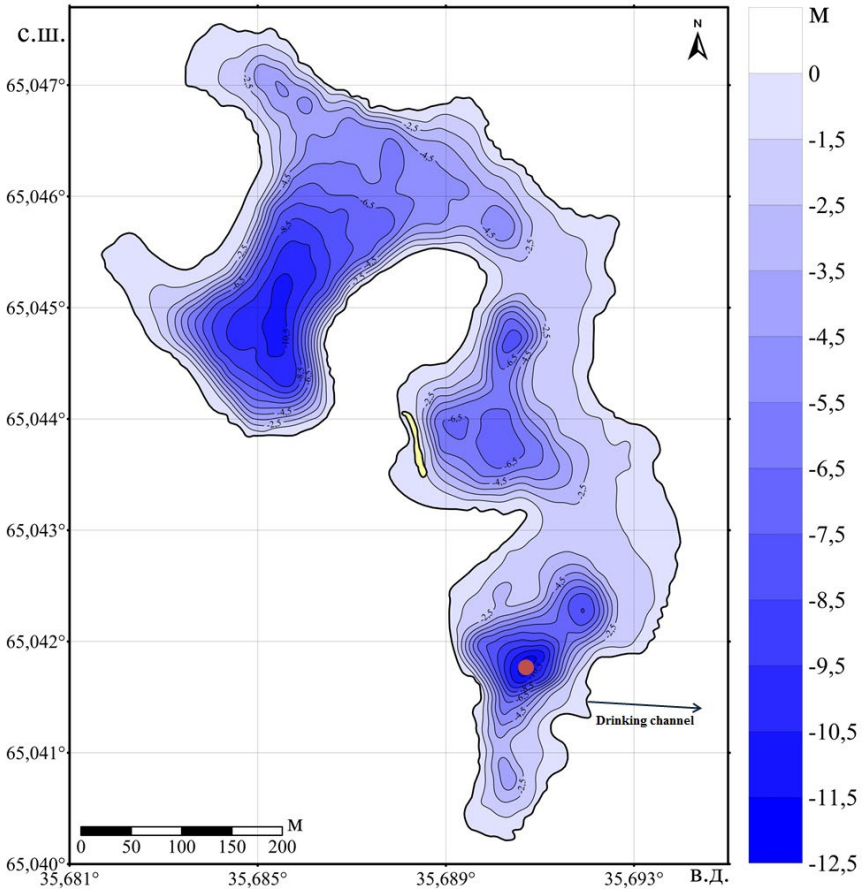


Fig.1. Schematic bathymetric map of Lake Pit'evoe; red dot marks a sampling station.

The southern deep-water station was a reference point for further hydrochemical studies its coordinates are 65.04195 N; 35.69098 E (Fig. 1).

Based on the vertical profiles measured using an oximeter, water sampling horizons were identified (0.5; 2.0-2.5; 4.0-4.5; 7-7.5; 9-9.5; 10-10.5) for further hydrochemical studies. In 2021-2022, sampling was carried out near the selected station, but not at the maximum depth. Water samples were collected from a boat in different water layers using a horizontal 2-liter polycarbonate bathometerin accordance with GOST R 59024-2020, 2023. The samples were delivered to a laboratory in Arkhangelsk in compliance with storage and proceeding practices, some samples were preserved.

Electrical conductivity and pH were measured *in situ*, unsTable components in the samples were analyzed according to certified and generally accepted methods (GOST 31957-2012, 2013; GOST 31958-2012, 2013; GOST R 59024-2020, 2023; GOST 31868-2012, 2019; RD 52.24.450-2010, 2010). Mass concentration of hydrogen sulfide and sulfides in waters was measured using the photometric method with N,N-dimethyl-n-phenylenediamine in field and laboratory conditions.

3. Results

According to the meteorological station on Solovetsky Islands (latitude 65.02 longitude 35.70 altitude 7 m, Arkhangelsk region, Russia), average temperatures and the amount of precipitation in July were determined annually during the studies, as well as the temperature on the day of sampling (http://www.pogodaiklimat.ru/history/22429.htm (date of access: 16.04.2025)) and the preceding period (https://world-weather.ru/pogoda/russia/solovki/ (date of access: 16.04.2025)) (Table 1).

According to Table 1, the amount of both daily and monthly precipitation varied significantly over the years. Thus, during the summer low water period (mid-summer) in July 2023, there should be the largest amount of water in Lake Pit'evoe, slightly less and close to it should be in 2020 and 2024, even slightly less in 2022, and the summer of 2021 was the lowest water season.

To confirm the interannual change or similar water levelsin the lake, photographs of the Pit'evoy Canal source, discharging water from Lake Pit'evoe at thesluice (Fig. 2 a and b), are presented. During the high water period, the sluice cannot control the entire water flow, and a side channel is formed (Fig. 2 b).

During the period of low water in Lake Pit'evoe and, consequently, in the entire Western lake-canal system, the side channel near the lock is actually absent, and the water flows largely within the main channel (Fig. 2 c).

In 2023, the high water level at the reference station of Lake Pit'evoe was registered by an echo sounder Praktik 7.

Archived weather data on Solovetsky Islands from the meteorological station showed average monthly air temperatures in different years of the study, as well as the temperature on the day of sampling (Table 1). The coolest weather was in 2023, the warmest period was in 2022. Since the temperature can change significantly during a month, both towards cooling and vice versa, we provide average air temperature data for the week preceding water sampling. Before water sampling, vertical temperature and oxygen profiles were measured at a selected station on Lake Pit'evoe using a porTable oximeter HQ30D.99 Hach Lange with a fluorescent sensor and a cable up to 30 m. Unfortunately in 2020, the device was out of order that enabled us to measure temperature and oxygen in this period.



Fig.2. The beginning of the Pit'evoy Canal in 2020 (a), 2024 (b) and 2021 (c).

Table 1. Brief climatic characteristics of the study period

Year	Average monthly air temperatures on Solovetsky Islands, ˚C	Temperature, ˚C	Monthly precipitation amounts on Solovetsky Islands, mm	Maximum daily precipitation amounts on Solovetsky Islands, mm
2020	15.0	16.0/16.0*	63	15
2021	15.7	16.0/16.0	19	6
2022	16.9	19.0/18.1	48	17
2023	13.2	18.0/16.2	98	20
2024	14.8	11.0/14.7	64	17

Note: «*» in the numerator marks the day of sampling, in the denominator – the average temperature during a week before sampling.

Direct temperature stratification was observed during the whole period of our study. A sharp temperature change was observed during the summer low water period at a depth of 3-4.5 m (Fig. 3). The upper layers of water in Lake Pit'evoe were the coolest in 2024 with the lowest temperature recorded (about 15 ˚C). The waters were the warmest in 2022 (about 22 ˚C). Comparing the water temperature in different years and the air temperature at the same time revealedthe average temperature in a week before sampling was the most significant indicator (Table 1). According to these data, the trend of the air temperature, from the lowest to the highest, is as follows: 2024 → (2020) → 2021 → 2023 → 2022; in the upper layers of the lake water, the temperature changed in a similar way: 2024 → 2021 → 2023 → 2024 (Fig. 3). A correlation dependence (r2 = 0.96) was reported between the air and water temperature of the upper layers (up to 1.5 m).

In contrast to temperature, oxygen concentration in the upper water layersup to 4 m varied slightly over the years and amounted to 8.5–9 mg/l (Fig. 4). No oxygen oversaturation of the surface water horizon was observed even in the warmest year of 2022. In 2023-2024, a decrease in the concentration of oxygen to almost complete depletion was recorded in the lower water layers of Lake Pit'evoe (Fig. 4). Perhaps one of the factors was the later time of the study, when stratification of water was observed at the peak of the summer low water.

Annual trend of oxygen decrease in the lower water layers from the lowest highest is as follows: 2024→2023→2021→2022, the minimum values were observed in colder periods, perhaps due to later or colder spring periods in these years.

The obtained data are presented in Table 2 and Figs. 3 and 4. Average value is shown for selected parameters, since the number of sampling horizons was different.

As can be seen from Fig. 4, there was no increase in the concentrations of hydrogen sulfide/hydrosulfides (H_2S/HS^-) in the bottom layers of water of Lake Pit'evoe in 2023 and 2024, despite anaerobic conditions (Table 2). This compound can be formed during water stagnation, but its content is equal to that in the aerobic waters. In general, H_2S/HS^- was present in small quantities, not exceeding the water quality standard of reservoir fishery.

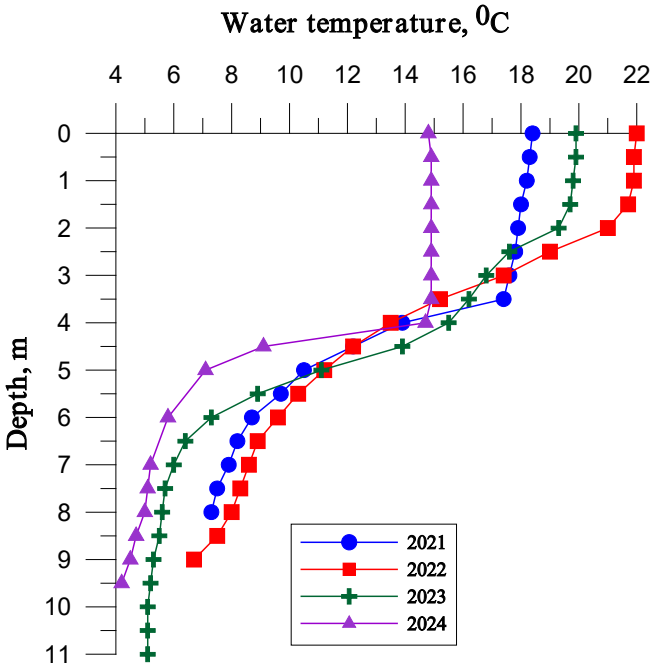


Fig.3. Vertical temperature profile of Lake Pit'evoe in 2021-2024.

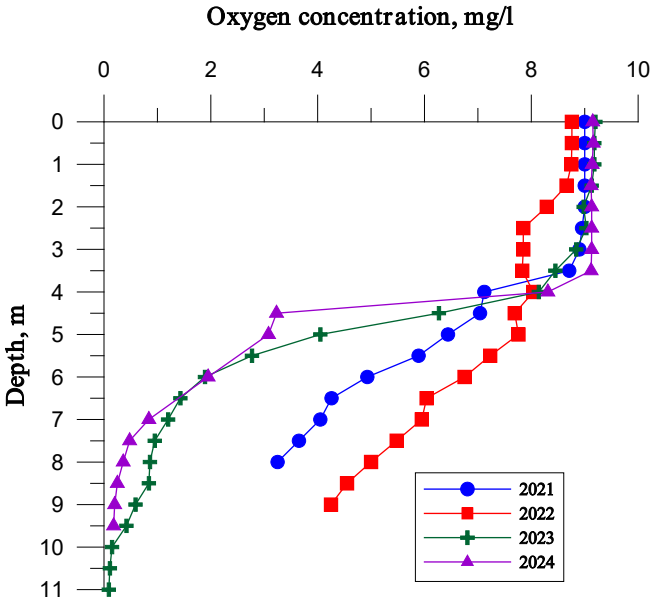


Fig.4. Vertical oxygen profile of Lake Pit'evoe in 2021-2024.

Table 2. Hydrochemical indicators in Lake Pit'evoe in 2020-2024

Indicator	2020	2021	2022	2023	2024
pH	6.09-5.99	6.65-6.43	6.43-5.38	6.59-5.87	6.85-6.05
Electrical conductivity, μS/cm	56-56.7	57.0-54.6	57.6-53.5	56.8-64.6	59.2-68.9
HCO_3^-, mg/l	12.38-14.70	7.32-9.15	6.10-8.10	6.65-8.43	14.64-15.25
Cl^-, mg/l	8.18-7.72	8.82-7.57	3.72-8.00	8.05-6.85	7.82-7.60
SO_4^{2-}, mg/l	3.68-3.52	3.70-3.30	1.83-3.66	3.14-2.75	2.89-2.88
Na^+, mg/l	5.86-5.80	6.64-6.00	3.04-5.96	5.31-5.30	4.80-5.10
Ca^{2+}, mg/l	2.26-2.22	2.79-2.70	1.39-2.52	2.40-3.30	3.98-4.05
Mg^{2+}, mg/l	1.19-1.38	1.69-1.58	0.81-1.56	1.15-1.48	1.68-1.82
K^+, mg/l	0.53-0.46	0.83-0.52	0.44-0.49	0.58-0.72	0.53-0.60
Hardness, mg-eq/l (mmol/l)	0.21-0.22	0.28-0.27	0.14-0.26	0.22-0.29	0.34-0.35
Sum of main ions, mg/l	34.08-35.80	31.79-29.60	17.33-28.45	27.61-28.63	36.34-37.30
Organic matter (Corg), mg/l	14.99-10.26	9.81-10.04	8.93-8.55	9.41-9.86	8.80-8.52
Color, degrees	43.0-52.0	38.9-43.1	42.0-44.0	33.8-54.5	38.2-40.2
Fe solution, mg/l	0.076-0.325	0.180-0.250	0.102-0.198	0.044-0.644	0.058-0.300
H_2S/HS^-, mg/l	0.003-0.003	0.002-0.002	0.003-0.003	0.003-0.004	0.003-0.003

Note: «*» marks surface-bottom horizon.

However, we clearly see that the decrease in oxygen content in the bottom layers of water leads to an increase in the concentration of dissolved iron (Fig. 4 and Table 2). The highest values of this indicator were recorded in 2023 (about 0.650 mg/l), in 2024 (about 0.300 mg/l) and also in 2020 (0.325 mg/l), which may indirectly indicate the conditions during this period were anaerobic.

Oxygen consumption may be associated with the destruction of organic matter (Corg) in the lake water. The processes associated with the reduction of sulfates are insignificant due to the amounts of hydrogen sulfide formed. According to the authors' publications, the energy used to facilitate ammonification was also negligible. Iron reduction essentially contributed to the decrease in organic matter hydrocarbonate ion (HCO_3^-) being a possible end product of destruction. Every year, the amount of this component increased from the surface to the bottom layers by 1-2 mg/l, i.e., it remained actually unchanged. The highest content was noted in 2024 and 2020 (15.25 and 14.70 mg/l), presumably, in the seasons with the lowest air and water temperatures, and oxygen content. In the warmest year with higher oxygen concentrations in the water, hydrocarbonate was recorded in the smallest amount. An increase in one component led to a decrease in the other; during the same period, a decrease in organic matter concentrations from one bottom layer to another was observed (from 8.80 to 8.52 mg/l and from 14.99 to 10.26, respectively). A slight increase in the concentration of C_{org} in this direction was noted in the most low-water and high-water periods of 2021 and 2023.

Concentrations of dissolved iron and organic matter affect the water color (Kitaev, 2007; Nikanorov, 2001). Every year of this study, we observed an increase in this value in the bottom layers. The largest fluctuations in this indicator were registered in the water in 2020 (from 43 to 52 degrees) and 2023 (from 34 to 54.5 degrees) (Table 2). In the first year, the increase was mainly due to an increase in the amount of dissolved iron (III), in the second – to a greater extent for the same reason, but a small contribution was also made by dissolved C_{org}.

The indicator, that is affected by the content of both the organic and inorganic components, is pH. The general trend for all study periods was a decrease of water pH in Lake Pit'evoe from the surface layers to the bottom. The lowest pH values were noted in the summer of 2020, when dissolved Corg and Cneorg were present in the water in the largest quantities. In 2024, the pH value was the highest, despite significant amounts of Cneorg, with slightly smaller amounts of Corg. It seems most likely that other inorganic components had the greatest influence on pH, since the electrical conductivity was highest during this period, depending on the number of ions in the water. Over all the years of observation, the electrical conductivity varied in a fairly narrow range from 54 to 69 μS/cm suggesting low water mineralization in Lake Pit'evoe. Based on the major ion composition, the water in this reservoir is defined as ultra-fresh, and, therefore, very soft. In 2020 and 2024, years with similar temperature and precipitation amount, the highest total ion content (from 34 to 37 mg/l) was reported. Particularly during these years, the water of Lake Pit'evoe was attributed to the hydrocarbonate-chloride type of the sodium group, due to significant amounts of HCO_3^-. In other years, the water was characterized as chloride-sodium (Alekin, 1953; Nikanorov, 2001).

In 2022, for some unexplained reason, abnormally low values of all major ions were observed in the surface horizon. This was not an analytical error or a result of improper sample storage and transportation. On the same sampling day, similar artifacts

with a decrease in ion concentrations were noted in the subsurface horizon of adjacent Lake Sredny Perth in the absence of rain, as well as in the surface layer of Lake Biosadkoe (located 3 km away, next day sampling). Therefore, this year, the sum of major ions in the surface layer predictably became low. The content of most ions, with the exception of calcium and magnesium, was the lowest in 2023 and 2024, but possibly for different reasons. In the first year, a significant amount of precipitation a few days before sampling led to an increase of the water level in the system and the lake; in the second year, probably, because of a longer storage of samples before analytical work. At the same time, an increase in the concentrations of calcium and magnesium ions compared to other years of the study, and, consequently, water hardness was observed in 2024 it was noted due to (Table 2). The largest number of chloride and sodium ions (as dominant ions) was recorded in 2021 during the lowest water period.

4. Conclusion

The studies conducted in summer on Lake Pit'evoe over five years the confirmed low values of mineralization (sum of main ions) of its water.

Climatic fluctuations (air temperature and precipitation), induced by natural causes, led to interannual changes in all of the hydrochemical indicators studied by the authors.

Temperature largely determined the formation of anaerobic conditions and the processes associated with them. The amount of precipitation affected the water content (depth at the sampling station) and, to some extent, the concentrations of the main ions.

The data obtained allowed us to identify the years characterized by many similar parameters studied (for example, 2020 and 2024) or, conversely, contrasting years, 2022 and 2023.

The results made it possible to trace the relationship and explain some patterns in the parameter dynamics. Comparison of the available information led to the identification of unexplained, but existing, artifacts in the surface horizon of the lake water in 2022.

We suggest to monitor hydrochemical indicators in anthropogenically unloaded water bodies, such as Lake Pit'evoe on Bolshoy Solovetsky Island.

The results obtained can serve a background for monitoring the ecological state of the reservoir under increasing recreational load on Solovetsky Islands.

Acknowledgements

The authors express gratitude to A.Ya. Martynov, A.N. Sobolev working at the Solovetsky State Historical, Architectural and Natural Museum-Reserve for comprehensive assistance in our research on Solovetsky Islands.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Adamovich T.A., Skugoreva S.G., Knyazeva E.V. et al. 2017. Study of the ionic composition of water in lakes of the Nurgush State Nature Reserve. Voda i Ekologiya: Problemy i Resheniya [Water and Ecology: Problems and Solutions] 4 (72): 3–12. (in Russian)

Alekin O.A. 1953. Fundamentals of Hydrochemistry. Leningrad: Gidrometeoizdat.

Carlson R.E. 1977. A Trophic State Index for Lakes. Limnology Oceanography 22(2): 361–369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361

Debolskii V.K., Grigorieva I.L., Komissarov A.B. et al. 2010. Modern hydrochemical characteristics of the Volga River and its reservoirs. Voda: khimiya i ekologiya [Water: chemistry and ecology] 11: 2–12. (in Russian)

Efremova T.A., Sabylina A.V., Lozovik P.A. et al. 2019. Seasonal and spatial variation in hydrochemical parameters of Lake Onego (Russia): insights from 2016 field monitoring. Inland waters 9(2): 227–238. DOI: 10.1080/20442041.1568097

Fomenko A.I. 2013. Regional specificity of lake waters. Fundamental'nyye issledovaniya [. Fundamental research] 10(1): 90–94. (in Russian)

GOST 31868-2012. 2019. Water. Methods for determining color. Moscow: Standartinform.

GOST 31957-2012. 2013. Water. Methods for determination of alkalinity and mass concentration of carbonates and hydrocarbonates. Moscow: Standartinform.

GOST 31958-2012. 2013.Water. Methods for determination of total and dissolved organic carbon (ISO 8245:1999, NEQ). Moscow: Standartinform.

GOST R 59024-2020. 2023. Water. General requirements for sampling. National standard of the Russian Federation. Date of introduction 2022-06-01. Moscow: Russian Institute of Standardization.

Gritsevskaya G.L., Kyabeleva G.K., Nikolaeva L.A. et al. 1972. Solovetsky Islands. Materials on the comprehensive study of lakes. Trudy SevNIORKh [Proceedings of SevNIORKh] Petrozavodsk: Karelia Publishing House 6: 5–44. (in Russian)

Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: KarRC.

Klimov S.I., Bykov V.M. 2022. Hydrological features of the lakes of the Solovetsky Archipelago in summer. Metrologiya i Khydrologiya [Metrology and Hydrology] 9: 53–64. (in Russian)

Natural environment of the Solovetsky Archipelago in conditions of changing climate. 2007. In: Shvartsman Yu.G., Bolotov I.N. (Eds.). Ekaterinburg: Ural Branch of the Russian Academy of Sciences.

Natytnik A.A., Nikishin N.A. 1990. Lake-canal water management systems of the Solovetsky Islands – historical and cultural monuments in the hydrosphere. Izucheniye pamyatnikov istorii i kul'tury v gidrosfere [Study of historical and cultural monuments in the hydrosphere] 1: 124–140. (in Russian)

Nikanorov A.M. 2001. Hydrochemistry: Textbook. St. Petersburg: Gidrometeoizdat.

Otyukova N.G. 2021. The influence of abnormally high water temperatures on the hydrochemical regime of the estuary area of small rivers (using the Rybinsk Reservoir tributary as an example). Trudy Instituta biologii vnutrennikh vod im. I.D. Papanina Rossiyskoy akademii nauk [Transactions of the I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences] 96(99): 46–59. (in Russian)

RD 52.24.450-2010. 2010. Mass of concentration of hydrogen sulfide and sulfides in waters. Methodology for performing measurements by the photometric method with N,N-dimethyl-n-phenylenediamine. Rostov-on-Don: Roshydromet.

Titova K.V., Kokryatskaya N.M., Popov S.S. et al. 2024. Hydrochemical characteristics of different types of lakes on the Great Solovetsky Island. Vodnyye resursy [Water Resources] 51(2): 214–224. (in Russian)

Titova K.V., Zhibareva T.A., Kokryatskaya N.M. et al. 2021. Chemical and microbiological indicators of the water of the Drinking Canal (Bolshoy Solovetsky Island) Solovetsky collection. Solovetskiy gosudarstvennyy istoriko-arkhitekturnyy i prirodnyy muzey-zapovednik [Solovetsky. state hist.-architectural. and natural. museum-reserve] ed. and compiler: Cand. of Historical Sciences A.Ya. Martynov. Arkhangelsk: Solovetsky. state hist.-architectural. and natural. museum-reserve 17: 339–349. ISBN 978-5-6046324-5-1. (in Russian)

Titova K.V., Zhibareva T.A., Moreva O.Yu. et al. 2020. Hydrochemical and hydrobiological studies of the lakes of the Bolshoy Solovetsky Island. Uspekhi sovremennogo yestestvoznaniya [Successes of modern natural science] 11: 125–131. (in Russian)

Zakharov Yu.S. 2013. Lake-canal systems on the islands of the Solovetsky Archipelago. Solovetskiy sbornik [Solovetsky collection]. Arkhangelsk, Federal state budget. Cultural institution “Solovets. state hist. – arch. and natural. museum-reserve 9: 94–135. (in Russian)

Zhumay Y., Khussainov A., Kurmanbayeva A. et al. 2021. Assessment of hydrophysical and hydrochemical features of water bodies: a case study of lake Imantau, Kazakhstan. Water Conservation and Management (WCM) 5(2): 108–113. DOI: 10.26480/wcm.02.2021.108.113

Краткое сообщение

Мониторинг гидрохимических показателей озера Питьевое Большого Соловецкого острова

Титова К.В.*, Слобода А.А., Жибарева Т.А., Кокрятская Н.М., Попов С.С., Елисеева И.С., Быков В.М.

Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики им. академика Н.П. Лаверова УрО РАН, Никольский пр-т, 20, Архангельск, 163020, Россия

АННОТАЦИЯ. Проведены гидрологические исследования (построена батиметрическая карта) и в период летней межени за пять лет (с 2020 по 2024 годы) определены гидрохимические показатели пресноводного малого озера на Большом Соловецком острове. Изученный водоем ледниково-тектонического происхождения был отнесен к категории малых глубоких озер, принимающий воды западной озерно-канальной системы. Оно не испытывает прямого антропогенного воздействия, за исключением рекреационной нагрузки. Климатические колебания температуры воздуха и количества осадков приводили к колебанию температуры и уровня воды в изученном водоеме. Совокупность этих изменений влияла на вариации гидрохимических показателей. От количества осадков в большей степени зависели цветность, электропроводность, содержание растворенного железа (увеличение) и pH, минерализация (сумма главных ионов) (снижение). Температура воды сказалась на содержании кислорода, наблюдалось создание бескислородных условий в придонных слоях озера. Протекание анаэробных процессов в придонных слоях озера сопровождалось увеличением продуктов деструкции органического вещества, в частности гидрокарбонатов. При этом не отмечено увеличения содержания сероводорода, его концентрации за весь период исследований не превышали 5 мкг/л. Полученные результаты свидетельствуют о необходимости проведения ежегодных мониторинговых исследований на водных объектах питьевого назначения, в настоящее время колебания гидрохимических показателей связаны в основном с изменениями климатических условий.

Ключевые слова: Соловецкий архипелаг, пресноводные озера, гидрохимические показатели, климатические факторы

Для цитирования: Титова К.В., Слобода А.А., Жибарева Т.А., Кокрятская Н.М., Попов С.С., Елисеева И.С., Быков В.М. Мониторинг гидрохимических показателей озера Питьевое Большого Соловецкого острова // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 477-490. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-477

1. Введение

Образование и развитие Спасо-Преображенского Соловецкого монастыря требовало обеспечения его устойчивого водоснабжения. Начиная со второй половины XVI века, начались активные работы для достижения указанной цели. Скорее всего, первоначально для различных потребностей монастыря использовались воды оз. Святое, расположенного в непосредственной близости от него. Впоследствии и в настоящее время воды данного озера применялись в основном для гидротехнических сооружений и в технических целях. Замыкающим озером в Западной озерно-канальной системе является (Данилово, Трудовое, Сплавное) Питьевое (Грицевская и др., 1972; Натытник и Никишин, 1990; Природная среда..., 2007; Захаров, 2013), то есть на гидрологические, в т. ч. гидрохимические показатели, оказывает влияние вода, поступающая из соседнего гидрографически связанного с ним водоема (оз. Средний Перт). Названия исследуемого водоема говорят сами за себя о тех функциях, которые выполняло и выполняет данное озеро. Оз. Питьевое соединено протокой,берущей из него начало, длиной более 2 км (Питьевой канал) с оз. Святое. Естественное течение воды из одного в другой водоем возможно из-за постепенного перепада высот почти в 10 м вследствие ярусного расположе-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: ksyu_sev@mail.ru (К. переписки Титова)

Поступила: 06 мая 2025; ***Принята:*** 27 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ния озер. В настоящее время для водохозяйственных нужд Спасо-Преображенского Соловецкого монастыря и пос. Соловецкий, который расположен вокруг стен данной обители, забор воды осуществляется примерно посередине Питьевого канала. О гидрохимических и микробиологических показателях данного водотока авторами сообщалось в Соловецком сборнике (Титова и др., 2021). Как показали исследования, значительное влияние на воды Питьевого канала вплоть до середины водотока оказывали воды, поступающие из оз. Питьевое. Поэтому авторы не могли обделить вниманием этот водоем. Первые исследования на нем были осуществлены в июле в период летней межени, то есть минимального уровня воды, 2020 г. и проводились ежегодно примерно в одно и то же время в течение четырех последующих лет. Часть результатов были представлены в следующих публикациях (Титова и др., 2020; 2024). Исследуемое озеро в настоящее время не подвергается явному антропогенному влиянию. На его берегах нет жилых построек и промышленных предприятий. В настоящий момент рекреационное воздействие от гребных лодок и электромоторов незначительно, но туристический поток на Соловецкие острова увеличивается с каждым годом и достигает уже 50 тысяч человек в год. Соседнее оз. Средний Перт является началом основных официальных экскурсионных маршрутов по озерно-канальной системе, где расположена лодочная станция. При этом за последние пять лет отмечено увеличение числа лодок частных перевозчиков и других плавательных средств индивидуальных туристов на акватории самого оз. Питьевое. Исследования гидрохимических показателей различных водоемов в России и за рубежом свидетельствуют о том, что на свойства воды, помимо климатических природных факторов, могут влиять антропогенные факторы (Carlson, 1977; Дебольский и др., 2010; Фоменко, 2013; Адамович и др., 2017; Efremova et al., 2019; Отюкова, 2021; Zhumay et al., 2021). Целью данного исследования было обобщение полученных данных о гидрохимических показателях озера Питьевое за 5 лет (за период с 2020 по 2024 гг.) и выявление возможных их изменений в естественных условиях.

2. Материалы и методы исследования

Исследования авторов в 2020 г. начались с промеров глубины для определения наиболее глубоководного участка, который должен быть выбран для реперной станции отбора проб воды. Их осуществляли на надувной гребной лодке с использованием эхолота «Fishfinder 140» Garmin и GPS 72 Garmin с фиксацией результатов в экспедиционный журнал. Так же были определены основные гидрологические параметры озера (длина, ширина, площадь водного зеркала, показатель открытости), которые наиболее полно представлены в публикации (Климов и Быков, 2022).

Оз. Питьевое расположено к северо-востоку от пос. Соловецкий. По происхождению это – ледниково-тектонический водоем (Грицевская и др., 1972). Его площадь равна 0,1738км^2, длина – 980 м, ширина – 400 м, показатель открытости – 0,047 (Климов и Быков, 2022), форма озера лопастная. Котловина вытянута с северо-запада на юго-восток, коэффициент удлиненности – 5,9 м. Берега озера невысокие, береговая линия развита слабо: длина ее – 3,5 км, коэффициент извилистости – 2,2, коэффициент расчлененности – 4,6. В рельефе дна четко выражены две глубокие впадины: северная и южная, разделенные подводным порогом с глубиной над ним 1,8 м (Грицевская и др., 1972). Максимальная глубина северной впадины на момент батиметрических исследований с использованием эхолота Humminbird GPS-Fishfinder 363 с одновременной фиксацией координат и глубины водоема в конкретной точке составляла 8,6 м, южной – 10,6 м (Титова и др., 2020; Климов и Быков, 2022; Titova et al., 2024). Батиметрическая карта построена по результатам промеров июля 2023 г. (Рис. 1). Средняя глубина озера – 3,7-3,8 м (Грицевская и др., 1972, Климов и Быков, 2022.). По классификации П.В. Иванова изучаемое озеро относится к группе глубоких (а = 6,4) (Грицевская и др., 1972).

Южная глубоководная станция была выбрана в качестве реперной для проведения дальнейших гидрохимических исследований, координаты: 65,04195 с.ш.; 35,69098 в.д. (Рис. 1).

На основании полученных данных вертикальных профилей, измеренных с помощью оксиметра, были выделены горизонты отбора проб воды (0,5; 2,0-2,5; 4,0-4,5;7-7,5; 9-9,5; 10-10,5) для дальнейших гидрохимических исследований. В 2021-2022 гг. отбор был произведен рядом с выбранной станцией, но не на максимальной глубине.

Образцы проб воды отбирались с лодки по слоям горизонтальным поликарбонатным батометром на 2 л. Сбор проводился в соответствии с ГОСТ Р 59024-2020, 2023. При необходимости применялась консервация образцов, они доставлялись в стационарную лабораторию г. Архангельск с соблюдением сроков и методов хранения.

Измерения показателей (электропроводность, pH) проводились in situ, анализ неустойчивых компонентов в образцах проводился по апробированным и общепринятым методикам (ГОСТ 31957-2012, 2013; ГОСТ 31958-2012, 2013; ГОСТ Р 59024-2020, 2023; ГОСТ 31868-2012, 2019; РД 52.24.450-2010, 2010). Массовая концентрация сероводорода и сульфидов в водах Определялась фотометрическим методом с N,N-диметил-n-фенилендиамином в полевых и стационарных лабораторных условиях.

3. Результаты

По данным метеорологической станции на Соловках (Архангельская область, Россия, широта 65,02, долгота 35,70, высота над уровнем моря 7 м) были определены средние температуры июля и количество осадков в этот месяц в каждом году проводимых исследований (http://www.pogodaiklimat.ru/history/22429.htm), а так же температура в день

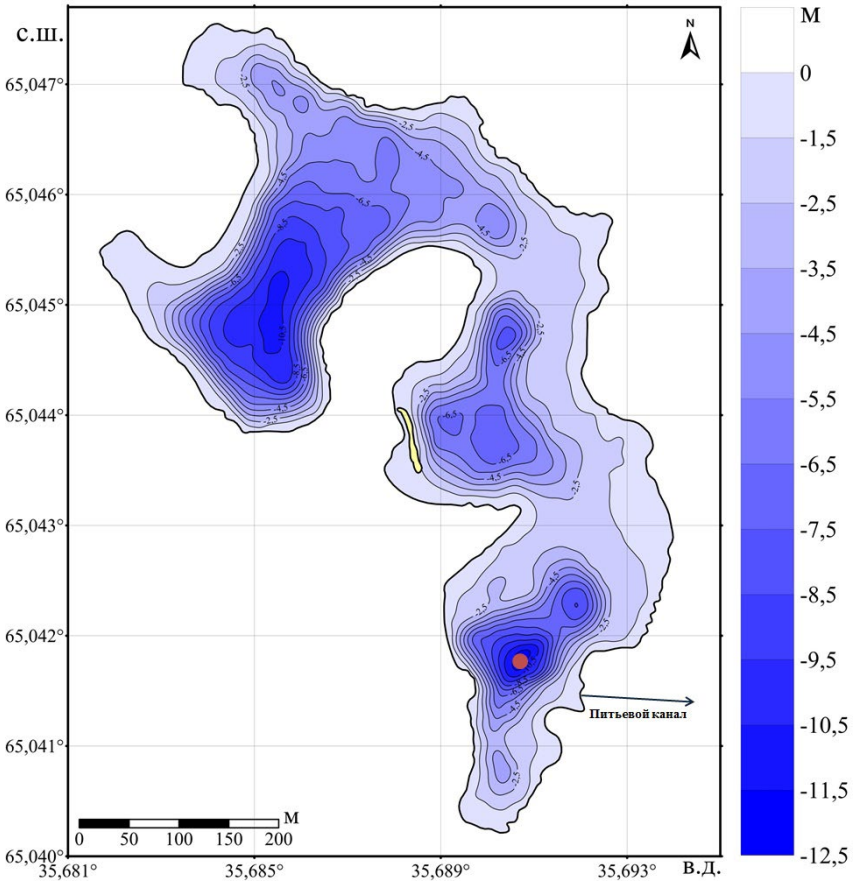


Рис.1. Батиметрическая карта-схема озера Питьевое (точка – станция отбора проб).

отбора и предшествующий период (https://world-weather.ru/pogoda/russia/solovki/) (Таблица 1).

Согласно данным таблицы 1 видно, что количество выпавших суточных и месячных осадков по годам значительно отличалось. Так, в период летней межени (середина лета) в июле 2023 г. в оз. Питьевое должно быть наибольшее количество воды, чуть меньшим и близким оно должно быть в 2020 и 2024 гг., еще чуть меньшим – в 2022 г., а лето 2021 г. было самым маловодным.

Для подтверждения межгодового изменения или близости значений уровня воды в озере представлены фотографии места начала Питьевого канала, берущего воды из оз. Питьевое в районе регулировочного шлюза (Рис. 2 а и б). В период большой воды шлюз не может пропускать весь объем воды, и образуется боковое русло (Рис. 2 б).

В период малой воды в оз. Питьевое, а, следовательно, и во всей Западной озерно-канальной системе, боковое русло около шлюза практически отсутствует, вода в основном протекает по основному руслу (Рис. 2 в).

Высокий уровень воды на реперной станции оз. Питьевое в 2023 г. был зафиксирован с помощью эхолота Практик 7.

В архивных данных на сайтах погоды были найдены сведения метеостанции Соловки по среднемесячной температуре воздуха в разные годы исследования, а также непосредственно температура в день отбора (Таблица 1). Самая прохладная погода была в 2023 г., более теплый период исследования был в 2022 г. Так как в течение месяца температура может изменяться в значительной степени как в сторону похолодания, так и наоборот, мы приводим усредненные данные по температуре воздуха за неделю, предшествующую отбору проб воды. Перед отбором воды с помощью портативного оксиметра HQ30D.99 Hach Lange с люминесцентным датчиком и кабелем до 30 м были измерены вертикальные температурный и кислородный профили

Таблица 1. Краткие климатические характеристики периода исследования

Год	Среднемесячная температура воздуха на Соловках, ˚С	Температура, ˚С	Месячное количество осадков на Соловках, мм	Максимальное суточное количество осадков на Соловках, мм
2020	15,0	16,0/16,0*	63	15
2021	15,7	16,0/16,0	19	6
2022	16,9	19,0/18,1	48	17
2023	13,2	18,0/16,2	98	20
2024	14,8	11,0/14,7	64	17

Примечание: «*» в числителе – в день отбора, в знаменателе – средняя за неделю до отбора.



Рис.2. Начало Питьевого канала в 2020 (а), 2024 (б) и 2021 (в) годах.

на выбранной станции оз. Питьевое. К сожалению, в 2020 г. прибор перед отбором вышел из строя, поэтому для этого периода нет данных по температуре и кислороду.

В период исследования во все годы наблюдалась прямая температурная стратификация. Резкий скачок изменения температуры наблюдался в период летней межени на глубине 3-4,5 м (Рис. 3). Верхние слои воды в оз. Питьевое были наиболее выхоложены в 2024 г., т.е. в них отмечена наименьшая температура (около 15 °С), а наиболее прогреты в 2022 г. (около 22 °С). Сравнивая данных по температуре воды по годам и температуры воздуха в это же время, наиболее значимым показателем оказалось усредненное значение температуры за неделю до отбора (Таблица 1). По этим данным ряд от наименьшей к наибольшей температуре воздуха выглядит следующим образом: 2024→(2020)→2021→2023→2022 гг.,в верхних слоях воды в озере температура изменялась с такой же зависимостью: 2024→2021→2023→2024 гг. (Рис. 3). Выявлена корреляционная зависимость ($r^2 = 0,96$) между температурой воздуха и температурой воды верхних слоев (до 1,5 м).

В отличие от температуры, содержание кислорода в верхних слоях воды до 4 м по годам отличалось незначительно и составляло 8,5-9 мг/л (Рис. 4). Не наблюдалось перенасыщения кислородом воды поверхностного горизонта даже в самый теплый 2022 г. В 2023-2024 гг. в нижних слоях воды оз. Питьевое зафиксировано снижение содержания кислорода до практически его полного исчерпания (Рис. 4). Возможно, одним из факторов послужило более позднее время исследования, когда наблюдалась стратификация воды в пик летней межени.

Снижение концентрации кислорода в нижних слоях воды по годам от меньшего к большему зафиксировано в следующий ряду: 2024→2023→2021→2022 гг. Минимальное содержание кислорода наблюдалось в более холодные периоды, возможно, более поздними или холодными были весенние периоды в эти годы.

Полученные данные представлены в Таблице 2 и Рис. 3, 4. Усредненного значения для всех показателей не представлено, так как количество горизонтов отбора проб было различно.

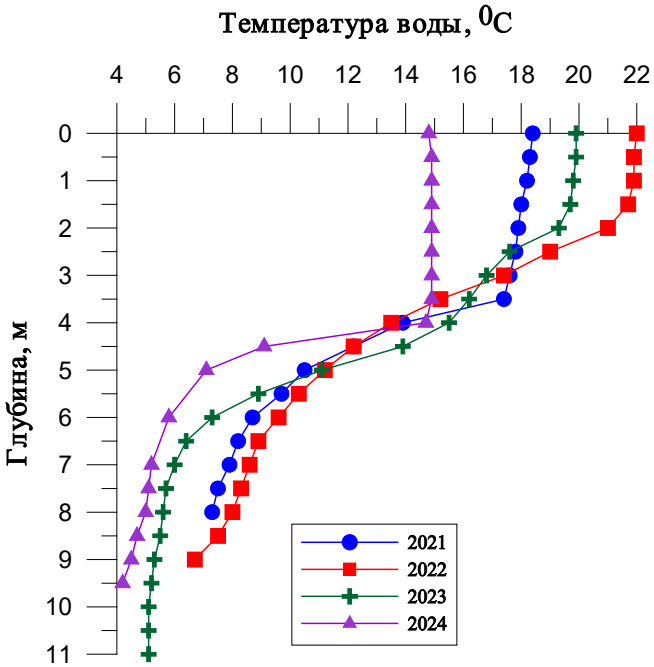


Рис.3. Вертикальный температурный профиль оз. Питьевое в 2021-2024 гг.

Как видно из Рис. 4, в придонных слоях воды оз. Питьевое в 2023 и 2024 гг., несмотря на развитие анаэробных условий, мы не наблюдали увеличения концентраций сероводорода и гидросульфидов (H_2S/HS^-) (Таблица 2). Данное соединение может образовываться при стагнации воды, но содержание его равно таковому и в аэробных водах. В целом, H_2S/HS^- содержалось в небольших количествах, не превышающих норматив для вод рыбохозяйственных водоемов.

Отчетливо видно, что снижение содержания кислорода в придонных слоях воды приводит к увеличению концентрации растворенного железа (Рис. 4 и Таблица 2). Наибольшие значения этого показателя зафиксированы в 2023 г. (около 0,650 мг/л), в 2024 г. (около 0,300 мг/л), а также в 2020 г. (0,325 мг/л), что косвенно может свидетельствовать о развитии анаэробных условий в этот период.

Затраты кислорода могут быть связаны с деструкцией органического вещества (Сорг) в воде озера. Процессы, сопряженные с восстановлением сульфатов, незначительны в силу количества образовавшегося сероводорода. По данным, представленным в вышеуказанных публикациях авторов, затраты на аммонификацию были так же не столь значительны. Восстановление железа являлось значимой причиной снижения органического вещества. Конечным продуктом деструкционных процессов может быть гидрокарбонат-ион (HCO_3^-). За все годы исследований количества этого компонента возрастало от поверхностных слоев к придонным (1-2 мг/л), то есть практически не изменялось. Наибольшее его содержание отмечено в 2024 и 2020 гг. (15,25 и 14,70 мг/л), то есть, предположительно, в сезоны с наименьшими температурами воздуха/воды и содержанием кислорода. В наиболее теплый год с бóльшими концентрациями кислорода в воде гидрокарбонат зафиксирован в наименьшем количестве. Увеличение одного компонента соответственно приводило к снижению другого: в этот же период наблюдалось уменьшение концентраций органического вещества от придонного слоя к придонному с 8,80 до 8,52 мг/л и с 14,99 до 10,26 соответственно. Небольшой рост концентрации Сорг в этом направлении отмечен в 2021 и 2023 гг., то есть в самые маловодный и многоводный периоды.

Концентрации растворенных железа и органического вещества вносят свой вклад в величину цветности воды (Китаев, 2007; Никаноров, 2001). Во все годы исследования наблюдался рост этой величины в придонных слоях. Наибольшие по ампли-

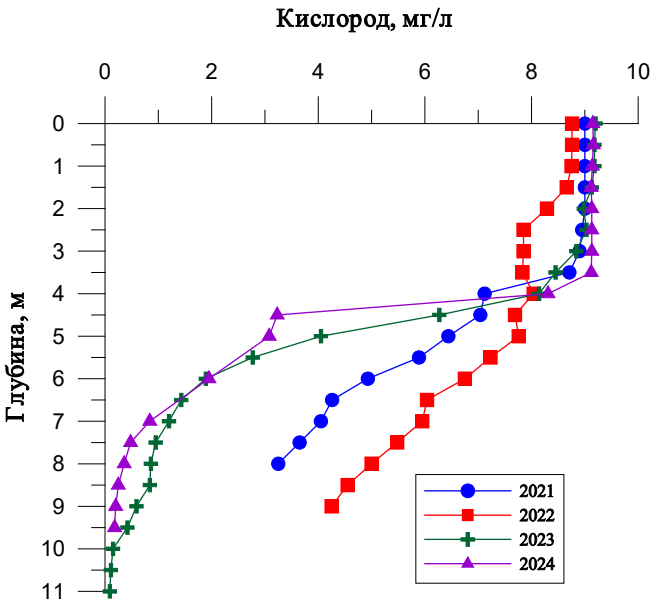


Рис.4. Вертикальный кислородный профиль оз. Питьевое в 2021-2024 гг.

Таблица 2. Гидрохимические показатели в оз. Питьевое в 2020-2024 гг.

Индикатор	2020	2021	2022	2023	2024
pH	6,09-5,99	6,65-6,43	6,43-5,38	6,59-5,87	6,85-6,05
Электропроводность, мкСм/см	56-56,7	57,0-54,6	57,6-53,5	56,8-64,6	59,2-68,9
$HCO3^-$, мг/л	12,38-14,70	7,32-9,15	6,10-8,10	6,65-8,43	14,64-15,25
Cl^-, мг/л	8,18-7,72	8,82-7,57	3,72-8,00	8,05-6,85	7,82-7,60
SO_4^{2-}, мг/л	3,68-3,52	3,70-3,30	1,83-3,66	3,14-2,75	2,89-2,88
Na^+, мг/л	5,86-5,80	6,64-6,00	3,04-5,96	5,31-5,30	4,80-5,10
Ca^{2+}, мг/л	2,26-2,22	2,79-2,70	1,39-2,52	2,40-3,30	3,98-4,05
Mg^{2+}, мг/л	1,19-1,38	1,69-1,58	0,81-1,56	1,15-1,48	1,68-1,82
K^+, мг/л	0,53-0,46	0,83-0,52	0,44-0,49	0,58-0,72	0,53-0,60
Жесткость, мг-экв/л (ммоль/л)	0,21-0,22	0,28-0,27	0,14-0,26	0,22-0,29	0,34-0,35
Сумма основных ионов, мг/л	34,08-35,80	31,79-29,60	17,33-28,45	27,61-28,63	36,34-37,30
Органическое вещество (Сорг), мг/л	14,99-10,26	9,81-10,04	8,93-8,55	9,41-9,86	8,80-8,52
Цветность, градусы	43,0-52,0	38,9-43,1	42,0-44,0	33,8-54,5	38,2-40,2
Fe раст, мг/л	0,076-0,325	0,180-0,250	0,102-0,198	0,044-0,644	0,058-0,300
H_2S/HS^-, мг/л	0,003-0,003	0,002-0,002	0,003-0,003	0,003-0,004	0,003-0,003

Примечание: «*» обозначает поверхностный-придонный горизонт.

туде изменения этого показателя были характерны для воды в 2020 (от 43 до 52 град) и 2023 гг. (от 34 до 54,5 град) (Таблица 2). В первый год увеличение связано, в основном, с возрастанием количеств растворенного железа (III), во второй – в большей степени по той же самой причине, но небольшой вклад вносит и растворенное Сорг.

Показателем, на который влияет содержание как органической составляющей, так и неорганической компоненты служит pH. Общей тенденцией для всех периодов исследования являлось снижение pH в воде оз. Питьевое от поверхностных слоев к придонным. Самые низкие значения pH отмечены летом 2020 г., когда в воде присутствовало растворенное Сорг и Снеорг в наибольших количествах. В 2024 г. величина pH была наибольшей, несмотря на значительные количества Снеорг, при несколько меньших количествах Сорг. Скорее всего, на pH наибольшее влияние оказали другие неорганические компоненты, так как в этот период установлено наибольшее значение электропроводности, зависящее от количества ионов в воде.

За весь период наблюдений значение электропроводности изменялось в довольно узком интервале от 54 до 69 мкСм/см., что предсказывает небольшие величины минерализации воды в оз. Питьевое. Сумма главных ионов характеризует воду в данном водоеме как ультрапресную, а, следовательно, и очень мягкую. В 2020 и 2024 гг., схожих между собой по температуре и количеству осадков, отмечено наибольшее суммарное содержание ионов от 34 до 37 мг/л. За счет значительных количеств HCO_3^- только в эти годы вода оз. Питьевого относилась к гидрокарбонатно-хлоридному типу натриевой группе, в остальные годы вода характеризовалась отчетливо как хлоридно-натриевая. (Алёкин, 1953; Никаноров, 2001).

В 2022 г. по необъяснимым на данный момент причинам в поверхностном горизонте отмечались аномально низкие величины всех главных ионов. Это не было аналитической ошибкой или результатом неправильного хранения и транспортировки образца. В этот же день отбора такие же артефакты со снижением концентраций ионов отмечены в подповерхностном горизонте соседнего гидрографически связанного озера Средний Перт при отсутствии дождя, а также в поверхностном слое оз. Биосадкое, находящегося в 3 км, где отбор был сделан на следующий день. Отсюда следует, что в этот год сумма главных ионов в поверхностном слое стала предсказуемо низкой. Содержание большинства ионов, за исключением кальция и магия, было наименьшим в 2023 и 2024 гг., но, возможно, по разным причинам. В первый год значительное количество осадков, впавшее за несколько дней до момента отбора проб, привело к увеличению уровня воды в системе и озере, то есть некоему «разбавлению», во второй год на результате могло сказаться более длительное хранение образцов до проведения аналитических работ. При этом, в 2024 г. по естественным или нет причинам отмечено возрастание концентраций ионов кальция и магния, а, следовательно, и жесткости воды по сравнению с другими годами исследования (Таблица 2). Наибольшее количество хлорид-ионов и ионов натрия, как доминирующих ионов,зафиксировано в 2021 г. в самый маловодный период, когда наблюдалось некоторое «концентрирование» ионов в воде озера.

4. Заключение

Исследования, проведенные на оз. Питьевое в течение пяти лет в летний период, подтвердили низкие значения минерализации (суммы главных ионов) его воды.

Климатические колебания (температуры воздуха и количества осадков) без антропогенного влияния, приводили, в силу естественных причин, к межгодовым изменениям всех изученных авторами гидрохимических показателей.

Температурный фактор в большей степени обусловил непосредственно температуру воды, а также образование анаэробных условий и процессов, с ними связанных. Количество осадков повлияло на водность (глубину на станции отбора) и, в какой-то степени, на концентрации главных ионов.

Благодаря полученным данным выявлены годы, близкие по значениям многим из исследуемых показателей (например, 2020 и 2024 гг.) или, наоборот, отличных от данных 2022 и 2023 гг.

Представленные результаты позволили проследить взаимосвязь и объяснить некоторые закономерности в изменении параметров.

Сравнение имеющейся информации привело к выявлению необъяснимых, но имеющих место, артефактов по поверхностному горизонту воды озера в 2022 г.

Все представленные сведения подтвердили необходимость проведения мониторинговых работ по изучению гидрохимических показателей в водоемах, не подверженных антропогенным нагрузкам,, имеющих важное значение, как, например, оз. Питьевое на Большом Соловецком острове.

Полученные результаты могут служить условным фоном при контроле экологического состояния водоема в условиях возрастающей рекреационной нагрузки, связанной с увеличением туристического потока на Соловецкие острова.

Благодарности

Авторы выражают благодарность за всестороннюю помощь в проведении экспедиционных исследований на Соловках сотрудникам Соловецкого государственного историко-архитектурного и природного музея-заповедника А.Я. Мартынову, А.Н. Соболеву.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Carlson R.E. 1977. A Trophic State Index for Lakes. Limnology Oceanography 22(2): 361–369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361

Efremova T.A., Sabylina A.V., Lozovik P.A. et al. 2019. Seasonal and spatial variation in hydrochemical parameters of Lake Onego (Russia): insights from 2016 field monitoring. Inland waters 9(2): 227–238. DOI: 10.1080/20442041.1568097

Titova K.V., Kokryatskaya N.M., Popov S.S. et al. 2024. Hydrochemical characteristics of different types of lakes on the Great Solovetsky Island. Vodnyye resursy [Water Resources] 51(2): 214–224. (in Russian)

Zhumay Y., Khussainov A., Kurmanbayeva A. et al. 2021. Assessment of hydrophysical and hydrochemical features of water bodies: a case study of lake Imantau, Kazakhstan. Water Conservation and Management (WCM) 5(2): 108–113. DOI: 10.26480/wcm.02.2021.108.113

Адамович Т.А., Скугорева С.Г., Князева Е.В. и др. 2017. Изучение ионного состава воды озер государственного природного заповедника «Нургуш». Вода и экология: проблемы и решения 4(72): 3–12.

Алекин О.А. 1953. Основы гидрохимии. Ленинград: Гидрометеоиздат.

ГОСТ 31868-2012. 2019. Вода. Методы определения цветности. Москва: Стандартинформ.

ГОСТ 31957-2012. 2013. Вода. Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов. Москва: Стандартинформ.

ГОСТ 31958-2012. 2013. Вода. Методы определения общего и растворенного органического углерода (ISO 8245:1999, NEQ). Москва: Стандартинформ.

ГОСТ Р 59024-2020. 2023. Вода. Общие требования к отбору образцов. Национальный стандарт Российской Федерации. Дата введения в действие 2022-06-01. Москва: Российский институт стандартизации.

Грицевская Г.Л., Кябелева Г.К., Николаева Л.А. и др. 1972. Соловецкие острова. Материалы по комплексному изучению озер. Труды СЕВНИОРХ. Петрозаводск: Изд-во «Карелия» 6: 5–44.

Дебольский В.К., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б. и др. 2010. Современная гидрохимическая характеристика реки Волга и ее водохранилищ. Вода: химия и экология 11: 2–12.

Захаров Ю.С. 2013. Озерно-канальные системы на островах Соловецкого архипелага. Соловецкий сборник. Фед. гос. бюджет. Учреждение культуры «Соловец. гос. ист.– архитект. и природ. музей-заповедник. Архангельск 9: 94–135.

Китаев С.П. 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ.

Климов С.И., Быков В.М. 2022. Гидрологические особенности озер Соловецкого архипелага в летний период. Метрология и гидрология 9: 53–64.

Натытник А.А., Никишин Н.А. 1990. Озерно-канальные водохозяйственные системы Соловецких островов – памятники истории и культуры в гидросфере. Изучение памятников истории и культуры в гидросфере 1: 124–140.

Никаноров А.М. 2001. Гидрохимия: Учебник. Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат.

Отюкова Н.Г. 2021. Влияние аномально высокой температуры вод на гидрохимический режим устьевой области малой рек (на примере притока Рыбинского водохранилища). Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН 96 (99): 46–59.

Природная среда Соловецкого архипелага в условиях меняющегося климата. 2007. В: Шварцмана Ю.Г., Болотова И.Н. (ред.). Екатеринбург: УрО РАН.

РД 52.24.450-2010. 2010. Массовая концентрация сероводорода и сульфидов в водах. Методика проведения измерений фотометрическим методом с использованием N,N-диметил-n-фенилендиамина. Ростов-на-Дону: Росгидромет.

Титова К.В., Жибарева Т.А., Кокрятская Н.М. и др. 2021. Химические и микробиологические показатели воды Питьевого канала (Большой Соловецкий остров) Соловецкий сборник. Соловец. гос. ист.-архитектур. и природ. музей-заповедник. Отв. ред.-сост.: канд. ист. наук А.Я. Мартынов. Архангельск: Соловец. гос. ист.-архитектур. и природ. музей-заповедник 17: 339-349. ISBN 978-5-6046324-5-1.

Титова К.В., Жибарева Т.А., Морева О.Ю. и др. 2020. Гидрохимические и гидробиологические исследования озер Большого Соловецкого острова. Успехи современного естествознания 11: 125–131.

Фоменко А.И. 2013. Региональная специфика озерных вод. Фундаментальные исследования 10(1): 90–94.

The impact of cloudiness on the plankton biomass in Lake Dolgoe (Belarus) during the spring thermal bar

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Tsydenov B.O.[1,*], Sukhovilo N.Yu.[2], Degi D.V.[1], Bart A.A.[1], Trunov N.S.[1], Lutsenko A.V.[1], Vlasova D.B.[2], Karpaeva A.Yu.[2]

[1] *Tomsk State University, Lenin Ave., 36, Tomsk, 634050, Russia*
[2] *Belarusian State University, Nezavisimosti Ave., 4, Minsk, 220030, Belarus*

ABSTRACT. Mathematical modeling was used to study the impact of cloudiness on the plankton dynamics in Lake Dolgoe (Belarus) during the spring thermal bar. Three computational experiments, involving different cloudiness values, were caried out, and in which the other meteorological parameters (air temperature, relative humidity, atmospheric pressure, wind speed, and wind direction) were set on the grounds of the data sourced from the weather station located in the urban settlement of Sharkovshchina, for March 2024. The computation outcome revealed that the extent of the sky cover with the clouds contributes to the non-uniform distribution of the phyto- and zooplankton in Lake Dolgoe in early spring.

Keywords: numerical modeling, phytoplankton, zooplankton, thermal bar, Lake Dolgoe

For citation: Tsydenov B.O., Sukhovilo N.Yu., Degi D.V., Bart A.A., Trunov N.S., Lutsenko A.V., Vlasova D.B., Karpaeva A.Yu. The impact of cloudiness on the plankton biomass in Lake Dolgoe (Belarus) during the spring thermal bar // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 491-504. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-491

1. Introduction

Contemporary research studies (McCoy et al., 2015; Gao et al., 2020) attest to a ~50% increase in the amount of the aerosol particles in the atmosphere during phytoplankton blooms, caused by the growing concentration of the sulfur-containing compounds, which are products of the phytoplankton activity. This leads to formation of thick clouds. The latter, in turn, reduce the share of solar radiation reaching the water surface, and that contributes to the increase in the primary production in the body of water. Interaction between clouds and plankton biomass is of particular interest during development of the thermal bar phenomenon, which constitutes a narrow zone of immersion in water at the temperature of maximum density.

The phenomenon of thermal bar in the lakes of Belarus is barely explored. L.V. Guryanova, using the example of a shallow cooling pond of the thermal power plant (Lake Beloye, Berezovsky district of the Brest region), discussed the presence of the core zone of cold waters (2–3 °C) and the zone of the monomictic regime (the water temperature of 6–14 °C) at the border of the central part of the lake in the winter-spring season. The thermal bar is formed at their border, which functions as density barrier and limits the spread of the warmer waters across the water area of the cooling pond (Guryanova, 1989).

The observation evidence in relation to water temperature and conducted by the Hydrometeorological Service of the Republic of Belarus comprise the data on distribution of the water temperatures in Lake Naroch in the spring and autumn seasons, which is bespoke of development of the thermal bar, when the temperatures in the shallow and deep-water verticals are on the opposite sides of the isotherm corresponding to the temperature of the maximum water density (State Water Cadastre, 1964–2023).

The purpose of this research is to conduct the numerical study of the impact of cloudiness on the plankton dynamics during development of the spring thermal bar in Lake Dolgoe (Belarus).

2. Materials and methods

Lake Dolgoe is the deepest lake in Belarus (the maximum depth is 53.7 m). The lake basin is of a glacial origin, and belongs to the trough type; it stretches from northwest to southeast for as far as 6 km. The long axis of the lake coincides with direction of the prevailing winds within the study zone, and that con-

*Corresponding author.
E-mail address: tsydenov@math.tsu.ru (Bair O. Tsydenov)

Received: June 30, 2025; ***Accepted:*** July 27, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

tributes to the fairly active mixing of the water mass during the seasons of the thermal bar formation, without formation of any distinct thermal stratification. The geographical positioning of the object of the study is shown in Figure 1.

When using the mathematical model, the longitudinal section of Lake Dolgoe is taken into consideration (Fig. 2, *left*), the length and depth of the computational domain (which is covered by the grid with spaces of $h_x = 12.5$ m and $h_z = 1.5$ m) are 4.6 km and 54 m, respectively (Fig. 2, *right*). The bathymetric data are taken from the research study (Vlasov et al., 2002). The time step is 20 seconds.

Reproduction of the thermohydrodynamic and hydrobiological processes was carried out on the grounds of the numerical model (Tsydenov, 2022) over the time period from 20.03.2024 to 31.03.2024 and using the meteorological data (air temperature, relative humidity, atmospheric pressure, wind speed, and wind direction) from the weather station located in the urban settlement of Sharkovshchina, for March 2024 (Raspisaniye Pogodi, 2024). The value of cloudiness in the computational experiments was specified according to Table 1.

The relationship between photosynthesis and light in the model is described by the function

$$f(I) = \frac{\alpha I}{\sqrt{\mu_{\max}^2 + \alpha^2 I^2}},$$

where μ_{max} is the maximum growth rate of the phytoplankton; α is the initial tangent;

$$I = I_s \cdot PAR \cdot \exp\left\{-d\left(k_{water} + k_{chl}\int_d^{L_z} Chl(z)dz\right)\right\},$$

here I_S is the light reaching the water surface; *PAR* is photosynthetically active radiation (=0.43); *d* is the depth; *Chl* is concentration of chlorophyll *a*; k_{water} and k_{Chl} are the light attenuation coefficients for water (=0.04 m^{-1}) and chlorophyll (=0.025 (mg Chl)$^{-1}$ m^{-2}), respectively (Fennel et al., 2006).

The I_S parameter in the model corresponds to the shortwave radiation (Fennel et al., 2006), which is calculated as

$$I_S = \begin{cases} S_0 \cdot (a_g - a_w) \cdot \cos\zeta \left[a(C) + b(C)\ln(\cos\zeta)\right], & \cos\zeta > 0; \\ 0, & \cos\zeta \le 0, \end{cases}$$

where $S_0 \approx 1367$ *W/m²* is the solar constant, *a (C)* and *b (C)* are the empirical coefficients (Aleksandrova et al., 2007), depending on cloudiness *C*, ζ is the solar zenith angle, the empirical functions a_g and a_w represent, respectively, the molecular scattering and absorption of the radiation by water vapor and carbon oxides (Hurley, 2002). Additionally, the longwave radiation, sensible and latent heat fluxes are taken into consideration for the water surface (Tsydenov, 2021).

Absorption of the shortwave radiation in the water is calculated according to the Beer-Bouguer-Lambert (BBL) extinction law:

$$H_{sol} = I_S(1 - r_s)\exp(-\varepsilon_{abs} d),$$

where $\varepsilon_{abs} \approx 0.3$ *m*$^{-1}$ is the coefficient of absorption, $r_s \approx 0.2$ is the water reflection coefficient.

The wind shear stress on the lake surface is described according to the law

$$\tau_{surf}^u = c_{10}\rho_a\sqrt{v_{10}^2 + u_{10}^2}\cdot u_{10};$$

$$\tau_{surf}^v = c_{10}\rho_a\sqrt{v_{10}^2 + u_{10}^2}\cdot v_{10},$$

where ρ_a is the air density at the water surface; u_{10}, v_{10} are the wind velocity components at 10 m; $c_{10} = 1.3 \times 10^{-3}$ (Goudsmit et al., 2002).

Table 1. Cloudiness in computational experiments

Experiment No.	*C*, %
1	0
2	50
3	100

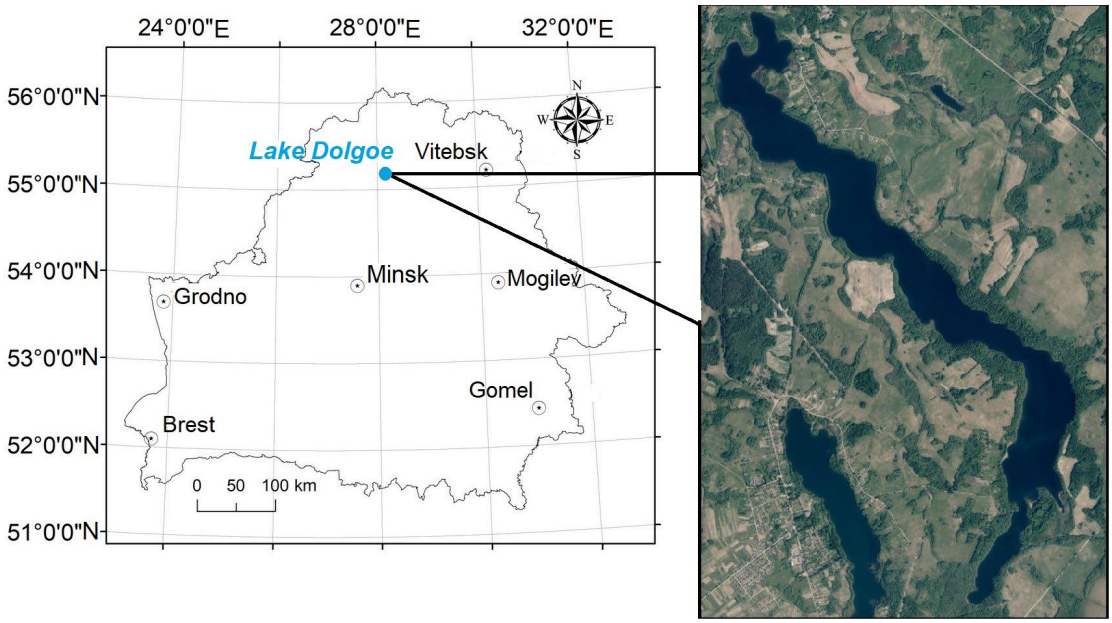


Fig.1. Geographical positioning of Lake Dolgoe.

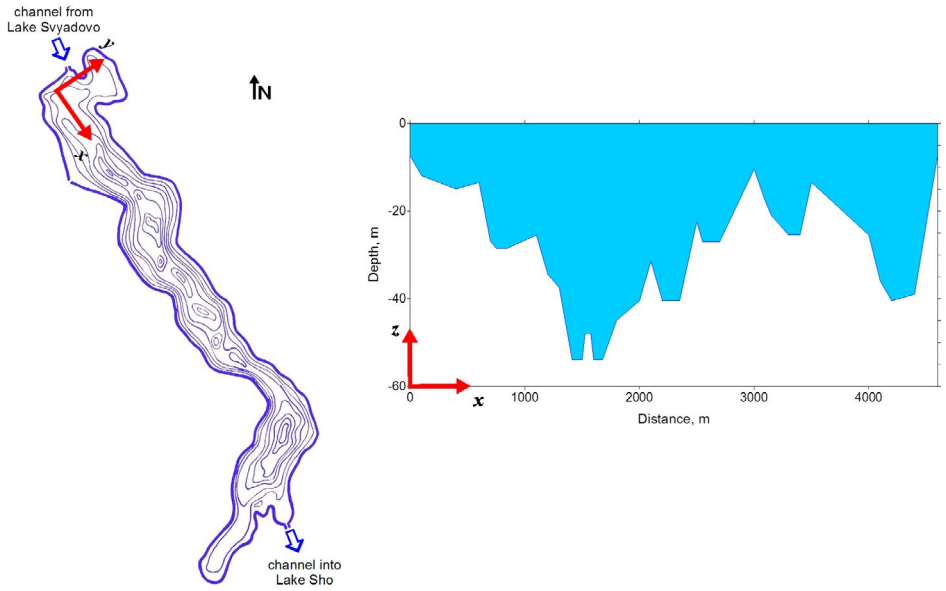


Fig.2. Bathymetric scheme of Lake Dolgoe (*left*) and calculation area (*right*).

Since the model simulates dynamic processes, its initial and boundary conditions were set based on the assessment of hydrophysical and hydrobiological parameters measured in Lake Dolgoe during March 30–31, 2024 (Sukhovilo et al., 2025). The initial distribution of the water temperature in Lake Dolgoe corresponded to 2.5 °C. The value of water mineralization (269.83 mg/l) was set on the grounds of the measurement data. The flow rate within the area of the influx of the stream from Lake Svyadovo was taken at 0.5 cm/s, and the water temperature in this area increased gradually from 3.5 to 9.4 °C. The geothermal heat flux at the water bottom of the lake corresponded to 0.05 W/m^2. The coefficients of horizontal viscosity and diffusion, K_x and D_x, were equal to 2.5 m^2/s. The computational experiments were performed with different cloudiness values (Table 1).

The following initial conditions are set for the biological variables of the model:

- the concentration values of the nitrates, ammonium, phyto- and zooplankton are taken to be equal to 0.3 mmol N m^{-3}, 0.1 mmol N m^{-3}, 1.25 mmol N m^{-3} (~995 mg m^{-3} wet weight) and 0.33 mmol N m^{-3} (~313 mg m^{-3} wet weight), respectively;
- the concentration values of the phosphates and all detrital components at the initial time was 0.01 mmol P m^{-3} and 0.1 mmol N m^{-3}, respectively;
- the concentration value of chlorophyll *a* is set on the grounds of the ratio at 1.59 for [*Chl*]/[*Phyto*] (Gan et al., 2014).

At the border of the influx of the stream from Lake Svyadovo into Lake Dolgoe, the concentration values of the nitrates, ammonium, phyto- and zooplankton were 0.25, 0.1, 0.3 and 0.03 mmol N m^{-3}, respectively, and the amounts of the phosphates and detrital components coincided with their initial values.

3. Results and discussion

Change in the water temperature at the distance of 1 km from the mouth of the channel from Lake Svyadovo (Fig. 3, *a*) demonstrates that with the increase

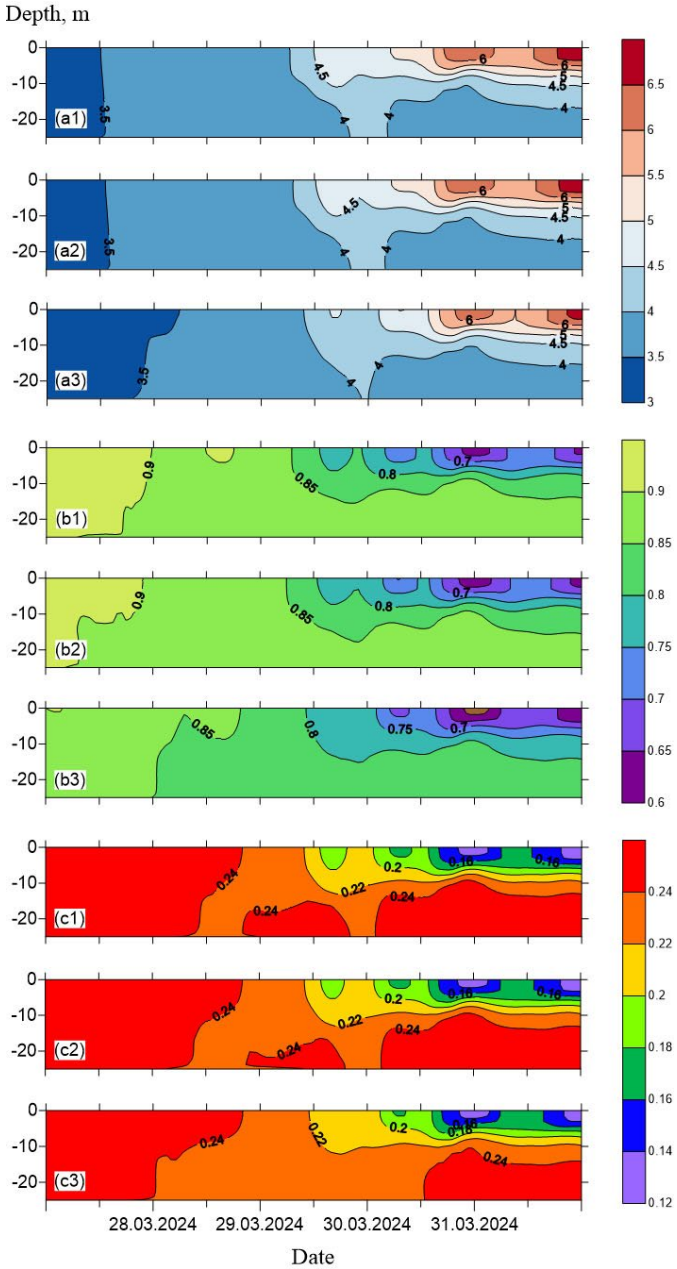


Fig.3. Chronoisopleths of the temperature (*a*) [°C], phyto- (*b*) and zooplankton (*c*) concentrations [mmol N/m^3] at x = 1 km in computational experiments 1 (*1*), 2 (*2*) and 3 (*3*).

in cloudiness, Lake Dolgoe warms up later. When the thermal bar front reached this area (according to the 4 °C isotherm on 29.03.2024 at 6:30, 7:30 and 9:30 in experiments 1, 2 and 3, respectively), the direct stratification began to appear due to the increased influence of solar (shortwave) radiation. Note that in total cloud cover the increase in the temperature recorded first at the bottom layer of the body of water because of peculiarity of the hydrodynamic processes when the warmer waters come from the channel against the background of the accelerated wind (6 m/s) during the second half of 27.03.2024. For all experiments, the water in this area warmed up from 3.0 °C on 27.03.2024 up to 3.5–4 °C in the lower layer and up to > 6.5 °C at the surface by 01.04.2024. After crossing the thermal bar of this area, the effect of intraday variability of the solar radiation appeared in the upper 7-meter layer (Fig. 4). In experiments 1 and 2, the water temperature on the lake surface dropped below 6 °C on 31.03.2024 from 4:00 to 13:00. It is important to note that the night-time decrease in water temperature in the cross-section of $x = 1$ km occurred with a time lag due to the flow of strongly warmed river waters during the daytime. The water temperature decreased within 0.5 °C. In experiment 3, the cooling period was longer (Fig. 3, *a3*). The concentration of phytoplankton at $x = 1$ km was reduced with the inflow waters, in which the phytoplankton biomass was lower (Fig. 3, *b*), and it decreased over time, the earlier the greater the extent of sky cover with the clouds. In the experiments 1 and 2, the phytoplankton biomass, throughout the depth, was at > 0.9 mmol N / m^3 on 27.03.2024, and by 01.04.2024 it decreased from the values >0.85 mmol N / m^3 in the lower layers to 0.6 mmol N / m^3 at the surface. Under the total cloudiness conditions (the experiment 3), which leads to a decrease in the flux of solar radiation, the phytoplankton concentration dropped significantly: on 27.03.2024, the values were within 0.85–0.9 mmol N / m^3, and on 31.03.2024 in the near-surface layer they were under 0.6 mmol N / m^3. The chronoisopleths of the zooplankton concentration values (Fig. 3, *c*) in the experiments 1 and 2, at the depth of up to 10 m, are very similar at first glance, yet they lag slightly behind the increase in cloudiness. The lower the degree of cloud cover, the lower the zooplankton content near the bottom (due to a decrease in phytoplankton biomass). In experiments 1 and 2, the effect of the thermal bar on 30.03.2024 was clearly evident: in the 13-25 m layer, vertical homogeneity of zooplankton occurred (0.22–0.24 mmol N / m^3). The intraday dynamics of solar radiation also influenced the distribution of phyto- and zooplankton in the 0–7 m layer: local maxima were observed during the daytime. The higher the cloudiness, the lower these maxima. At night, the zooplankton level on 31.03.2024 and 1.04.2024 dropped below 0.14 mmol N / m^3 near the surface of the lake.

Near the bottom, the zooplankton content decreases. In the experiment 1, the near-bottom zooplankton concentration value is above 0.24 mmol N / m^3 throughout the entire period of time, but in the experiment 2 it drops to the values of 0.22–0.24 mmol N / m^3 over the period of 28.03.2024 – 29.03.2024 and in the experiment 3 to the same values over the period of 28.03.2024–30.03.2024. Moreover, on 27.03.2024 it exceeds the value of 0.24 mmol N / m^3, and on 01.04.2024 near the surface it reaches the value lower than 0.14 mmol N / m^3, and increases with depth to the values of > 0.24 mmol N / m^3 in all experiments.

Estimating the vertical temperature distribution on 30.03.2024 at the distance of $x = 1$ km (Fig. 5, *a*) and $x = 1.5$ km (Fig. 6, *a*), it is possible to conclude that high cloudiness slows down heating of the body of water throughout the entire depth layers. Temperature differences in the 0–25 m layer at points located 500 m from each other reached 0.7–0.8 °C due to the fact that as the distance from the mouth of the channel increased, the effect of inflow decreased and the influence of atmospheric parameters grew. In all experiments, the temperature decreases gradually with depth. It is observed that the outcome of the experiments 1 and 2 are quite close to each other, if compared to the outcome of the experiment 3, and this is particularly evident from given the coincidence of the temperature values in the two experiments at the depth of more than 14 m. The similar situation is with the vertical distribution of phytoplankton in the sections under analysis (Figs. 5–6, *b*): the outcome of the experiments at 0 % and 50 % cloudiness are quite the same as well. With increasing cloudiness, the phytoplankton level decreases throughout the depth, and the difference between the experiments reaches 0.055 mmol N / m^3 at $x = 1$ km and 0.05 mmol N / m^3 at $x = 1.5$ km, with its maximum value observed in the bottom layer. With depth, the phytoplankton concentration increases in all experiments.

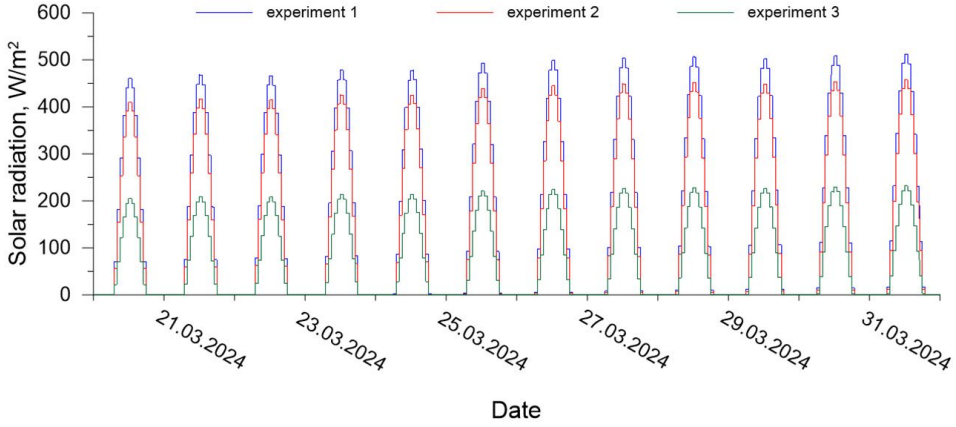


Fig.4. Solar (shortwave) radiation in computational experiments 1 (*1*), 2 (*2*) and 3 (*3*).

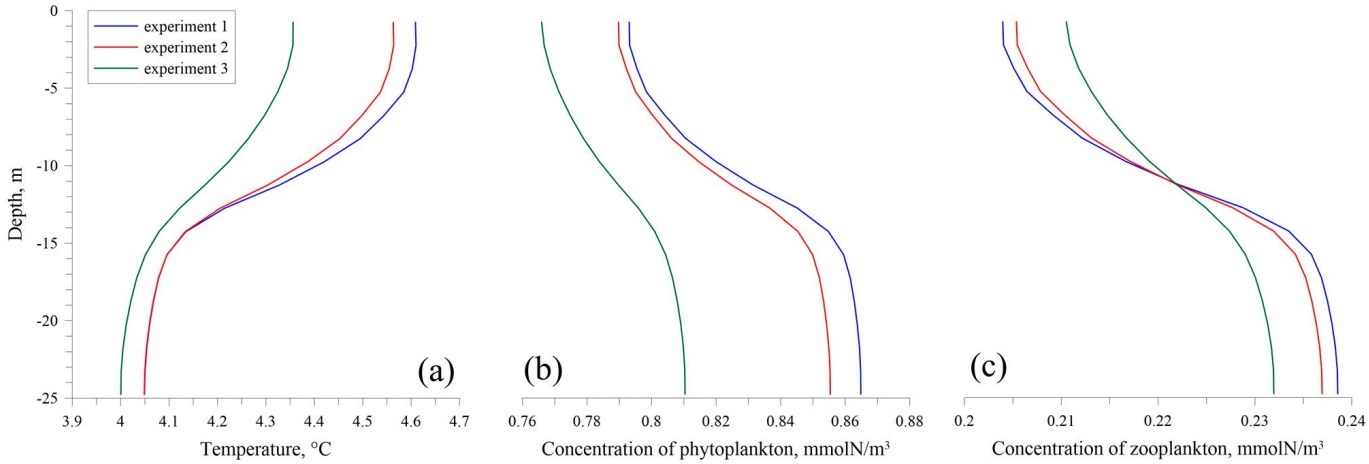


Fig.5. Vertical distribution of the temperature (*a*), phytoplankton (*b*) and zooplankton (*c*) on 30.03.2024 at $x = 1$ km in the computational experiments.

Distribution of the zooplankton has different trends. At the distance of 1 km (Fig. 5, *c*), at the depth of up to 11 m, with increasing cloudiness, concentration of the zooplankton increases, but at the greater depths, on the contrary, it decreases. In the case of $x = 1.5$ km (Fig. 6, *c*), dependence is somewhat more complex, yet the zooplankton biomass similarly increases with the increasing cloudiness at the depth of up to 12 m and decreases at the depth above 20 m. The range of variation in the zooplankton concentration narrows under high cloudiness as well: at $x = 1$ km 0.204-0.238 mmol N/m^3 in the experiment 1, and 0.21-0.232 mmol N/m^3 in the experiment 3, and at $x = 1.5$ km 0.2575-0.2695 mmol N/m^3 in the experiment 1, and 0.2595-0.2665 mmol N/m^3 in the experiment 3. The amount of the zooplankton increases gradually with depth in all experiments.

During the spring thermal bar in 2024 water transparency in Lake Dolgoe measured using a Secchi disk was 4.8 m. In 2025, it varied on different days from 5.7 to 7.9 m, depending on lighting conditions and precipitation patterns, which affect the removal of suspended matter from the watershed. Because of cold-loving species are predominant in Lake Dolgoe in winter and early spring, high levels of plankton remained in the deep layers of the thermoinert region. Heat-loving species typical for the summer months have not yet developed while cold-loving winter species in the thermoactive region have already been depressed.

In the case of a classical thermal bar (without a river inflow), the growth of plankton populations is mainly observed in the thermoactive region, where the temperature and nutrient are higher (Avinsky et al., 1999; Goldman et al., 1996). However, it is not so clear in the case of a riverine thermal bar (Holland and Kay, 2003). The plankton content in a river is usually lower than in a lake due to high turbidity, mixing and leaching (Søballe and Kimmel, 1987; Reynolds, 1994; Akopian et al., 1999; Welker and Welz, 1999). Field data in Lake Dolgoe also indicate this. The results of our simulation showed a low level of plankton in the upper, warmer layer. Indeed, the river water with a low concentration of organic matter entering the lake can lead to dilution and displacement of plankton (Holland and Kay, 2003; Søballe and Kimmel, 1987; Avinsky et al., 1999; Welker and Welz, 1999). The effect of intra-day variation in solar radiation on the change in phytoplankton concentration presented here is consistent with studies observed in other aquatic ecosystems (Jia et al., 2023; Chen et al., 2025). The scattering and absorption of incoming solar light and heat energy by clouds reduces surface shortwave radiation (Bartlett et al.,1998; Kosmopoulos et al., 2017; Dumka et al., 2021).

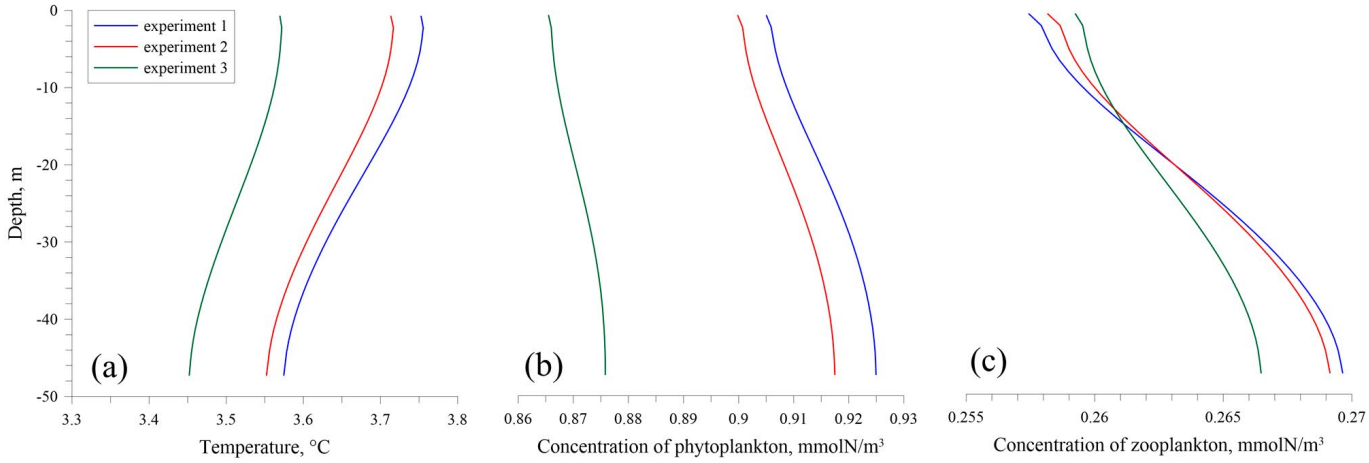


Fig.6. Vertical distribution of the temperature (*a*), phytoplankton (*b*) and zooplankton (*c*) on 30.03.2024 at $x = 1.5$ km in the computational experiments.

4. Conclusion

The results obtained for Lake Dolgoe showed the following (in order of influence):

1. If there is a river inflow with a low concentration of plankton, even under favorable temperature conditions, a low level of plankton in the upper layer of the lake (as a result of dilution and displacement of production) was observed in a fixed site.
2. However, under the impact of solar radiation after the beginning of temperature stratification, the concentration of phyto- and zooplankton on the lake surface reached its local maximum during the daytime.
3. With high cloudiness, which led to a decrease in solar radiation, there was a decline in the population of phytoplankton throughout the depth of the lake. Distribution of zooplankton had some different tendency: the heterogeneous patterns were found in the spatial cross-sections at different distances from the shore.

In addition, because of the river waters heated during the daytime, a decrease in surface temperature in a fixed site of the lake may manifest itself with some time lag. High cloudiness slows down warming of the body of water throughout its depth layers. In total cloud cover, the increase in water temperature in Lake Dolgoe occur first in the bottom layer due to peculiarity of the hydrodynamic processes when the warmer waters come from the channel from Lake Svyadovo against the background of the accelerated wind.

Acknowledgements

This study was funded by the Russian Science Foundation (project No. 24-47-10001, https://rscf.ru/en/project/24-47-10001/) and the Belarusian Republican Foundation for Fundamental Research (project No. X23РНФМ-001).

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Akopian M., Garnier J., Pourriot R. 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. Journal of Plankton Research 21: 285–297. DOI: 10.1093/plankt/21.2.285

Aleksandrova M.P., Gulev S.K., Sinitsyn A.V. 2007. An improvement of parametrization of shortwave radiation at the sea surface on the basis of direct measurements in the Atlantic. Russian Meteorology and Hydrology 32(4): 245–251.

Avinsky V.A., Kapustina L., Letanskaja G. et al. 1999. Plankton communities of Lake Ladoga under thermal bar conditions. In: Proceedings of the 3rd International Lake Ladoga Symposium. University of Joensuu, Publications of Karelian Institute 129: 21–26.

Bartlett J.S., Ciotti A.M., Davis R.F. et al. 1998. The spectral effects of clouds on solar irradiance. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 103(C13): 31107–31131. DOI: 10.1029/1998JC900002

Chen Y., Cai H., Gong Y. et al. 2025. Diurnal distribution of phytoplankton in large shallow lakes based on time series clustering. Ecological Informatics 90: 103250. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2025.103250

Dumka U.C., Kosmopoulos P.G., Ningombam S.S. et al. 2021. Impact of aerosol and cloud on the solar energy potential over the Central Gangetic Himalayan Region. Remote Sensing 13(16): 3248. DOI: 10.3390/rs13163248

Fennel K., Wilkin J., Levin J. et al. 2006. Nitrogen cycling in the Middle Atlantic Bight: Results from a three-dimensional model and implications for the North Atlantic nitrogen budget. Global Biogeochemical Cycles 20(3): GB3007. DOI: 10.1029/2005GB002456

Gan J., Lu Z., Cheung A. et al. 2014. Assessing ecosystem response to phosphorus and nitrogen limitation in the Pearl River plume using the Regional Ocean Modeling System (ROMS). Journal of Geophysical Research: Oceans 119(12): 8858–8877. DOI: 10.1002/2014JC009951

Gao C., Fernandez V.I., Lee K.S. et al. 2020. Single-cell bacterial transcription measurements reveal the importance of dimethylsulfoniopropionate (DMSP) hotspots in ocean sulfur cycling. Nature Communications 11: 1942. DOI: 10.1038/s41467-020-15693-z

Goldman C.R., Elser J.J., Richards R.C. et al. 1996. Thermal stratification, nutrient dynamics, and phytoplankton productivity during the onset of spring phytoplankton growth in Lake Baikal, Russia. Hydrobiologia 331(1–3): 9–24. DOI: 10.1007/BF00025403

Goudsmit G.-H., Burchard H., Peeters F. et al. 2002. Application of k–ε turbulence models to enclosed basin: The role of internal seiches. Journal of Geophysical Research 107(C12): 23-1–23-13. DOI: 10.1029/2001JC000954

Guryanova L.V. 1989. Specifics of the water temperature distribution in the small cooling lake serving the thermal power plant. Bulletin of the Belarusian State University named after V.I. Lenin. Series 2, Chemistry. Biology. Geography: 57–60. (in Russian)

Holland P.R., Kay A. 2003. A review of the physics and ecological implications of the thermal bar circulation. Limnologica 33(3): 153–162. DOI: 10.1016/S0075-9511(03)80011-7

Hurley P.J. 2002. The Air Pollution Model (TAPM) Version 2. Part 1: Technical description. CSIRO Atmospheric Research Technical Paper 55: 49.

Jia C., Wang L., Zhang Y. et al. 2023. Diel variation in phytoplankton biomass driven by hydrological factors at three coastal monitoring buoy stations in the Taiwan Strait. Journal of Marine Science and Engineering 11(12): 2252. DOI: 10.3390/jmse11122252

Kosmopoulos P.G., Kazadzis S., Taylor M. et al. 2017. Dust impact on surface solar irradiance assessed with model simulations, satellite observations and ground-based measurements. Atmospheric Measurement Techniques 10: 2435–2453. DOI: 10.5194/amt-10-2435-2017

McCoy D.T., Bender F.A.-M., Grosvenor D.P. et al. 2015. Natural aerosols explain seasonal and spatial patterns of Southern Ocean cloud albedo. Science Advances 1(6): e1500157. DOI: 10.1126/sciadv.1500157

Raspisaniye Pogodi. 2024. [Electronic resource]. URL: https://rp5.ru/ (Accessed on 06.06.2024)

Reynolds C.S. 1994. The long and the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. Hydrobiologia 289: 9–21. DOI: 10.1007/BF00007405

Søballe D.M., Kimmel B.L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. Ecology 68(6): 1943–1954. DOI: 10.2307/1939885

State Water Cadastre. 1964–2023. The annual data on the regime and resources of the surface waters of the mainland. Minsk. (in Russian)

Sukhovilo N.Yu., Tsydenov B.O., Vlasova D.B. et al. 2025. Vertical and horizontal distribution of water temperatures during the spring thermal bar in Lake Dolgoe (Belarus) based on measurements and mathematical modeling. Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo universiteta. Seria: Geografia. Geoekologia 3: (in press) (in Russian)

Tsydenov B.O. 2021. Effects of heat fluxes on the phytoplankton distribution in a freshwater lake. Atmospheric and Oceanic Optics 34: 603–610. DOI: 10.1134/S1024856021060282

Tsydenov B.O. 2022. Modeling biogeochemical processes in a freshwater lake during the spring thermal bar. Ecological Modelling 465: 109877. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2022.109877

Vlasov B.P., Zernitskaya V.P., Kolkovsky V.M. et al. 2002. History of the formation of the trough of the glacial water runoff Ghinkovo - Svyadovo - Dolgoe. In: Applied Limnology: Limnological and Geomorphological Support for the Rational Nature Management. Minsk: BSU, pp. 166–175 (in Russian)

Welker M., Welz N. 1999. Plankton dynamics in a river–lake system — on continuity and discontinuity. Hydrobiologia 408: 233–239. DOI: 10.1023/A:1017027723782

Оригинальная статья

Влияние облачности на биомассу планктона в озере Долгое (Беларусь) в период развития весеннего термобара

Цыденов Б.О.[1]*, Суховило Н.Ю.[2], Деги Д.В.[1], Барт А.А.[1], Трунов Н.С.[1], Луценко А.В.[1], Власова Д.Б.[2], Карпаева А.Ю.[2]

[1] *Томский государственный университет, пр. Ленина, 36, г. Томск, 634050, Россия*
[2] *Белорусский государственный университет, пр. Независимости, 4, г. Минск, 220030, Республика Беларусь*

АННОТАЦИЯ. Методами математического моделирования исследовано влияние облачности на динамику планктона в озере Долгое (Беларусь) в период развития весеннего термобара. Выполнены 3 вычислительных эксперимента с различными значениями облачности, в которых остальные параметры атмосферы (температура воздуха, относительная влажность, атмосферное давление, скорость и направление ветра) заданы на основе данных метеостанции, расположенной в городском поселке Шарковщина, за март 2024 г. Результаты расчетов показали, что степень покрытия неба облаками имеет неодинаковый эффект в распределении фито- и зоопланктона в озере Долгое ранней весной.

Ключевые слова: численное моделирование, фитопланктон, зоопланктон, термобар, озеро Долгое

Для цитирования: Цыденов Б.О., Суховило Н.Ю., Деги Д.В., Барт А.А., Трунов Н.С., Луценко А.В., Власова Д.Б., Карпаева А.Ю. Влияние облачности на биомассу планктона в озере Долгое (Беларусь) в период развития весеннего термобара // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 491-504. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-491

1. Введение

Современные исследования (McCoy et al., 2015; Gao et al., 2020) свидетельствуют о ~50%-ном росте числа аэрозольных частиц в атмосфере во время цветения фитопланктона, вызванном ростом концентрации серосодержащих соединений, являющихся продуктами жизнедеятельности фитопланктона. Это ведет к образованию густых облаков. Последние, в свою очередь, уменьшают процент приходящей на водную поверхность солнечной радиации, которая благоприятствует увеличению первичной продукции в водоеме. Вопросы взаимодействия облаков и биомассы планктона вызывают особый интерес в период развития явления термобара, представляющего собой узкую зону погружения вод при температуре максимальной плотности.

Явление термобара на озерах Беларуси почти не исследовано. Л.В. Гурьянова на примере мелководного водоема-охладителя тепловой электростанции (озеро Белое, Березовский район Брестской области) указывала на наличие в зимне-весенний период на границе центральной части озера ядра холодных вод (2–3 ˚С) и зоны с мономиктическим режимом (температура воды 6–14 ˚С). На их границе формируется термобар, выполняющий функцию плотностного барьера и ограничивающий распространение подогретых вод по акватории водоема-охладителя (Гурьянова, 1989).

В материалах наблюдений за температурой воды, проводимых Гидрометслужбой Республики Беларусь содержатся сведения о распределении температур воды в озере Нарочь в весенний и осенний периоды, характерном для развития термобара, когда температуры на мелководных и глубоководных вертикалях оказываются по разные стороны от изотермы, соответствующей температуре максимальной плотности воды (Государственный водный кадастр, 1964–2023).

Целью настоящей работы является исследование влияния облачности на динамику планктона во время развития весеннего термобара в озере Долгое (Беларусь) методами математического моделирования.

2. Материалы и методы

Озеро Долгое является наиболее глубоким естественным водоемом Беларуси (максимальная

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: tsydenov@math.tsu.ru (Б.О. Цыденов)

Поступила: 30 июня 2025; ***Принята:*** 27 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

глубина – 53,7 м). Котловина озера имеет ледниковое происхождение, принадлежит к ложбинному типу, вытянута с северо-запада на юго-восток на 6 км. Длинная ось озера совпадает с направлением преобладающих ветров на исследуемой территории, что способствует достаточно активному перемешиванию водной массы в периоды формирования термобара без формирования ярко выраженной термической стратификации. Географическое положение объекта исследования отражает рисунок 1.

При математическом моделировании рассматривается продольный разрез оз. Долгое (Рис. 2, слева), длина и глубина расчетной области (которая покрыта сеткой с шагами $h_x = 12{,}5$ м и $h_z = 1{,}5$ м) составляют 4,6 км и 54 м соответственно (Рис. 2, справа). Батиметрические данные взяты из работы (Власов и др., 2002). Шаг по времени – 20 с.

Воспроизведение термогидродинамических и гидробиологических процессов проводилось на основе численной модели (Tsydenov, 2022) в период с 20.03.2024 по 31.03.2024 с использованием метеорологических данных (по температуре воздуха, относительной влажности, атмосферному давлению, скорости и направлению ветра) метеостанции, расположенной в городском поселке Шарковщина, за март 2024 г. (Расписание погоды, 2024). Значение облачности в вычислительных экспериментах задано согласно Таблице 1.

Связь фотосинтеза и света в модели описывает функция

$$f(I) = \frac{\alpha I}{\sqrt{\mu_{\max}^2 + \alpha^2 I^2}},$$

где μ_{max} – максимальная скорость роста фитопланктона; α – начальная крутизна;

$$I = I_s \cdot PAR \cdot \exp\left\{-d\left(k_{water} + k_{chl}\int_d^{L_z} Chl(z)dz\right)\right\},$$

здесь I_S – приходящий на поверхность воды свет; *PAR* – фотосинтетически активная радиация ($=0.43$); d – глубина; *Chl* – концентрация хлорофилла а; k_{water} и k_{Chl} – коэффициенты ослабления света для воды ($=0.04$ м$^{-1}$) и хлорофилла ($=0.025$ (мг Chl)$^{-1}$ м$^{-2}$) соответственно (Fennel et al., 2006).

Параметру I_S в модели соответствует коротковолновая радиация (Fennel et al., 2006), которая вычисляется как

$$I_S = \begin{cases} S_0 \cdot \left(a_g - a_w\right) \cdot \cos\zeta \left[a(C) + b(C)\ln\left(\cos\zeta\right)\right], & \cos\zeta > 0; \\ 0, & \cos\zeta \le 0, \end{cases}$$

где $S_0 \approx 1367$ *Вт/м²* – солнечная постоянная; *a(C)* и *b(C)* – эмпирические коэффициенты (Aleksandrova et al., 2007), зависящие от облачности *C*; ζ – зенитный угол Солнца; эмпирические функции a_g и a_w представляют соответственно молекулярное рассеяние и поглощение излучения парами воды и оксидами углерода (Hurley, 2002). Кроме того, на водной поверхности учитываются потоки длинноволновой радиации, явного и скрытого тепла (Tsydenov, 2021).

Поглощение коротковолновой радиации в воде вычисляется по закону Бугера–Ламберта–Бэра:

$$H_{sol} = I_S\left(1 - r_s\right)\exp\left(-\varepsilon_{abs} d\right),$$

где $\varepsilon_{abs} \approx 0.3$ *м*$^{-1}$ – коэффициент поглощения, $r_s \approx 0.2$ – коэффициент отражения воды.

Таблица 1. Облачность в вычислительных экспериментах

№ эксперимента	*C*, %
1	0
2	50
3	100

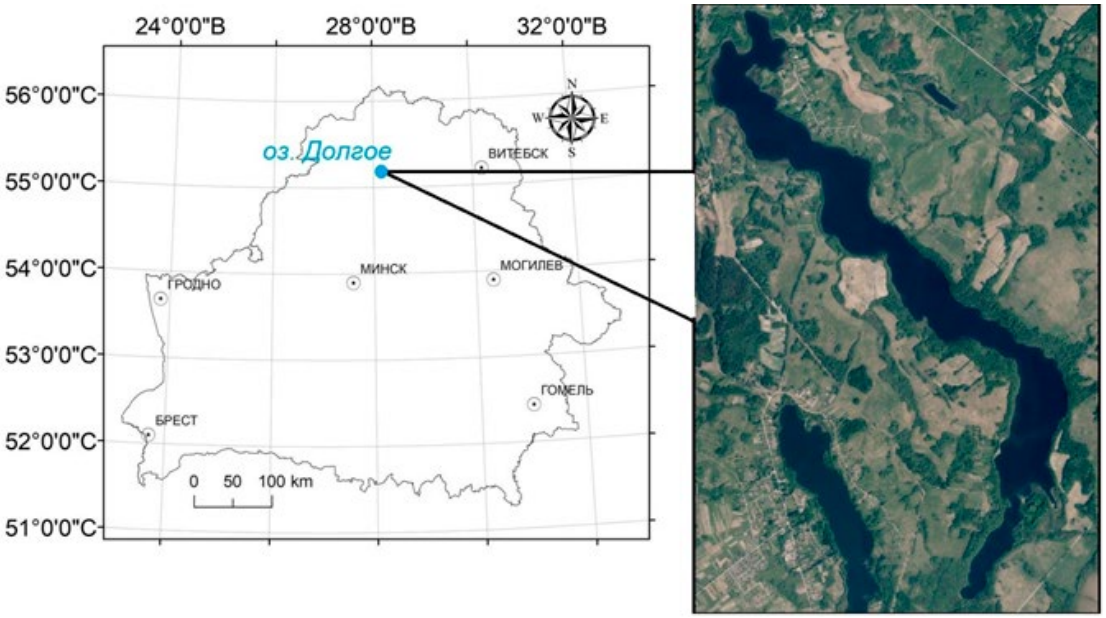


Рис.1. Географическое положение оз. Долгое.

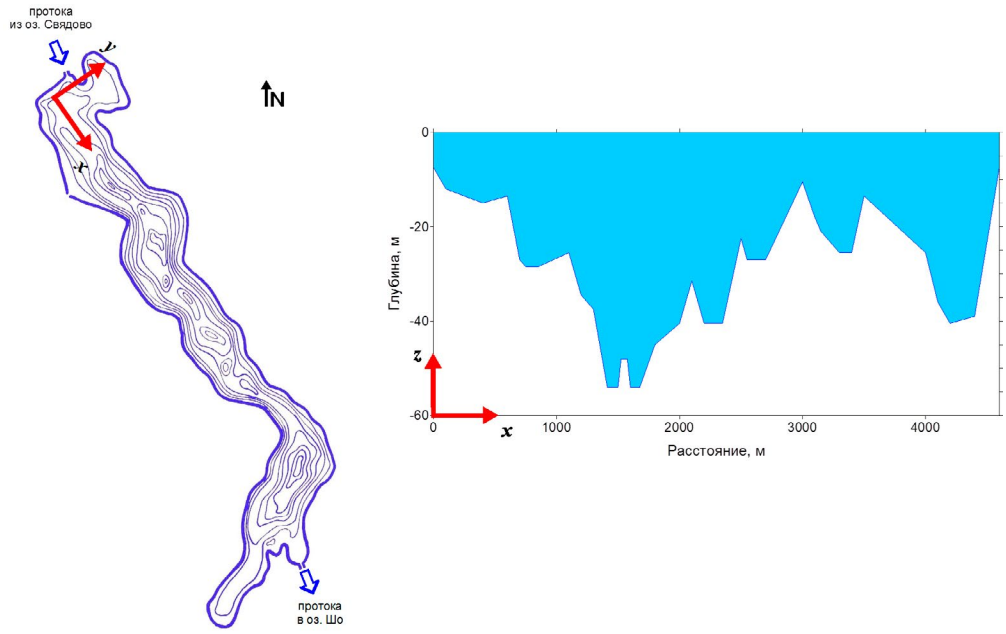


Рис.2. Батиметрическая схема озера Долгое (слева) и расчетная область (справа).

Касательное напряжение ветра на поверхности озера в модели описывается законом

$$\tau^{u}_{surf} = c_{10}\rho_a\sqrt{v_{10}^2+u_{10}^2}\cdot u_{10};$$

$$\tau^{v}_{surf} = c_{10}\rho_a\sqrt{v_{10}^2+u_{10}^2}\cdot v_{10},$$

здесь ρ_a – плотность воздуха у поверхности воды; u_{10}, v_{10} – составляющие скорости ветра на высоте 10 м; $c_{10} = 1.3\times10^{-3}$ (Goudsmit et al., 2002).

Так как модель воспроизводит динамические процессы, начальные и граничные условия для неё заданы на основе оценки гидрофизических и гидробиологических параметров, измеренных в оз. Долгое 30–31 марта 2024 г. (Суховило и др., 2025). Начальное распределение температуры воды в озере Долгое соответствовало 2.5 °C. Значение минерализации воды (269.83 мг/л) задано на основе данных измерений. Скорость движения воды в районе впадения протоки из оз. Свядово принята равной 0.5 см/с, а температура воды на этом участке монотонно росла с 3.5 до 9.4°C. Поток геотермального тепла на дне водоема соответствовал 0.05 Вт/м^2. Вычислительные эксперименты выполнены при различных значениях облачности (Таблица 1).

Для биологических переменных модели заданы следующие начальные условия:

- значения концентрации нитратов, аммония, фито- и зоопланктона приняты равными 0.3 ммоль N м$^{-3}$, 0.1 ммоль N м$^{-3}$, 1.25 ммоль N м$^{-3}$ (~995 мг м$^{-3}$ сырой биомассы) и 0.33 ммоль N м$^{-3}$ (~313 мг м$^{-3}$ сырой биомассы) соответственно;
- концентрация для фосфатов и всех детритных компонентов в начальный момент времени составляла 0.01 ммоль P м$^{-3}$ и 0.1 ммоль N м$^{-3}$ соответственно;
- количество хлорофилла a задано исходя из соотношения 1.59 для [*Chl*]/[*Phyto*] (Gan et al., 2014).

На границе втекания протоки из оз. Свядово в озеро Долгое концентрации нитратов, аммония, фито- и зоопланктона составляла 0.25, 0.1, 0.3 и 0.03 ммоль N м$^{-3}$ соответственно, а содержание фосфатов и детритных компонентов совпадало с их начальными значениями.

3. Результаты и обсуждение

Изменение температуры воды на расстоянии 1 км от устья протоки из оз. Свядово (Рис. 3, а) демонстрирует, что при увеличении облачности прогрев озера Долгое происходит позже. При достижении фронта термобара этой области (согласно изотерме 4 ºС 29.03.2024 в 6:30, 7:30 и 9:30 в экспериментах 1, 2 и 3 соответственно) вследствие усиления влияния солнечной (коротковолновой) радиации начинает зарождаться прямая стратификация. Следует заметить, что при полной облачности повышение температуры (Рис. 3, а3) наблюдается сначала в придонной части водоема из-за особенности протекания гидродинамических процессов при поступлении более теплых вод из протоки на фоне усиления ветра (6 м/с) во второй половине 27.03.2024. Во всех экспериментах вода на рассматриваемом разрезе нагревается с 3.0 ºС на 27.03.2024 до 3.5–4 ºС в нижнем слое и до >6.5 ºС у поверхности к 01.04.2024. После пересечения термобара этого разреза в верхнем 7-метровом слое проявляется эффект внутрисуточной изменчивости потока солнечной радиации (Рис. 4). В экспериментах 1 и 2 температура воды на поверхности озера опускается ниже 6 ºС 31.03.2024 с 4:00 до 13:00. Важно заметить, что ночное понижение температуры воды в области x = 1 км происходит с некоторым временным лагом из-за притока более сильно нагретых в дневное время проточных вод. Температура воды понижается в пределах 0.5 ºС. В эксперименте 3 период охлаждения носит более длительный харак-

тер (Рис. 3, а3). Концентрация фитопланктона при x = 1 км сокращается с поступлением проточных вод, в которых она ниже (Рис. 3, б). Она снижается с течением времени тем раньше, чем больше степень покрытия неба облаками.

В экспериментах 1 и 2 фитопланктонная биомасса по всей глубине >0.9 ммольN/м^3 на 27.03.2024 и к 01.04.2024 со значений >0.85 ммольN/м^3 в нижних слоях сокращается до 0.6 ммольN/м^3 у поверхности. При полной облачности (эксперимент 3), приводящей к снижению потока солнечной радиации, концентрация фитопланктона значительно падает: на 27.03.2024 значения находятся в пределах 0.85–0.9 ммольN/м^3, а на 31.03.2024 в приповерхностном слое ниже 0.6 ммольN/м^3. Хроноизоплеты концентрации зоопланктона (Рис. 3, в) в экспериментах 1 и 2 на глубине до 10 м весьма близки на первый взгляд, однако они незначительно запаздывают с ростом облачности. Чем ниже степень покрытия неба облаками, тем ниже содержание зоопланктона близи дна (из-за уменьшения биомассы фитопланктона). В экспериментах 1 и 2 отчетливо проявляется эффект термобара на 30.03.2024: в слое 13-25 м возникает вертикальная однородность зоопланктона (0.22–0.24 ммольN/м^3). Внутрисуточная динамика солнечной радиации также оказала влияние на распределение фито- и зоопланктона в слое 0–7 м: локальные максимумы наблюдаются в дневное время. Чем выше облачность, тем ниже эти максимумы. В ночное время уровень зоопланктона на 31.03.2024 и 1.04.2024 опускается ниже 0.14 ммольN/м^3 у поверхности озера.

Оценивая вертикальное распределение температуры на 30.03.2024 на расстоянии x = 1 км (Рис. 5, а) и x = 1.5 км (Рис. 6, а), можно сказать, что высокая облачность замедляет прогрев водоема по всей толще. Различия температур в слое 0–25 м в точках, расположенных на 500 м друг от друга, достигают 0.7-0.8 ºС по причине того, что при увеличении расстояния от устья протоки уменьшается его влияние и усиливается эффект параметров атмосферы. Во всех экспериментах температура монотонно снижается по глубине. Заметно, что результаты экспериментов 1 и 2 довольно близки по сравнению с результатами эксперимента 3, и

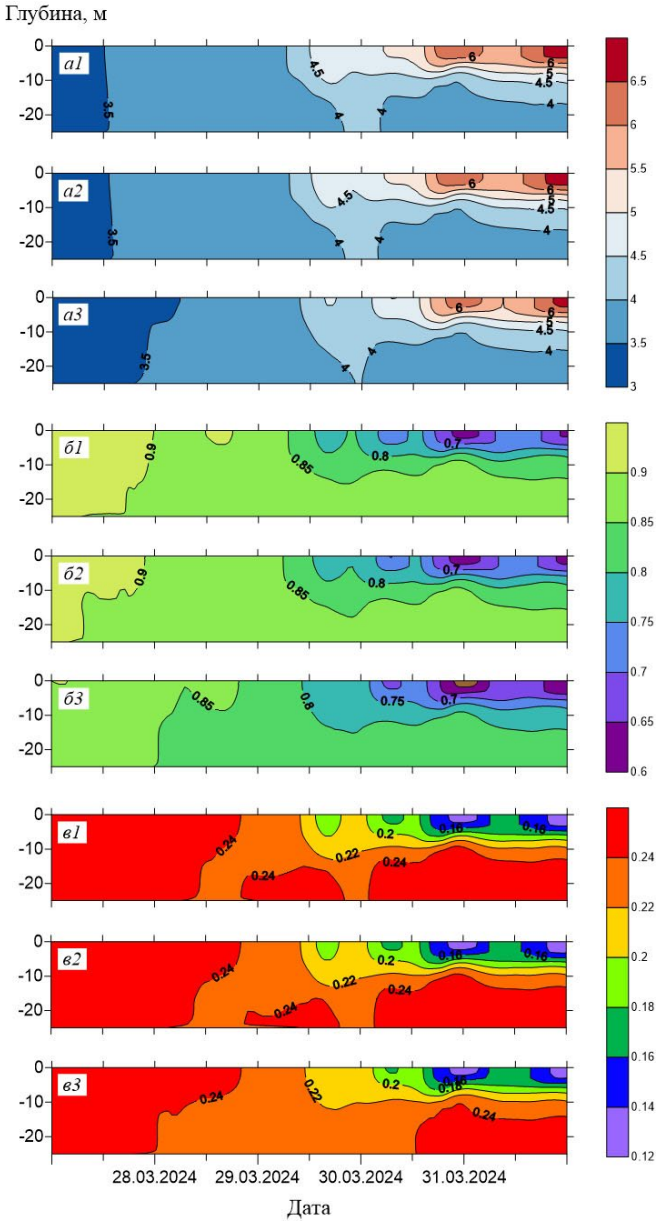


Рис.3. Хроноизоплеты температуры (а) [ºС], концентрации фито- (б) и зоопланктона (в) [ммольN/м^3] при *x* = 1 км в вычислительных экспериментах 1 (*1*), 2 (*2*) и 3 (*3*).

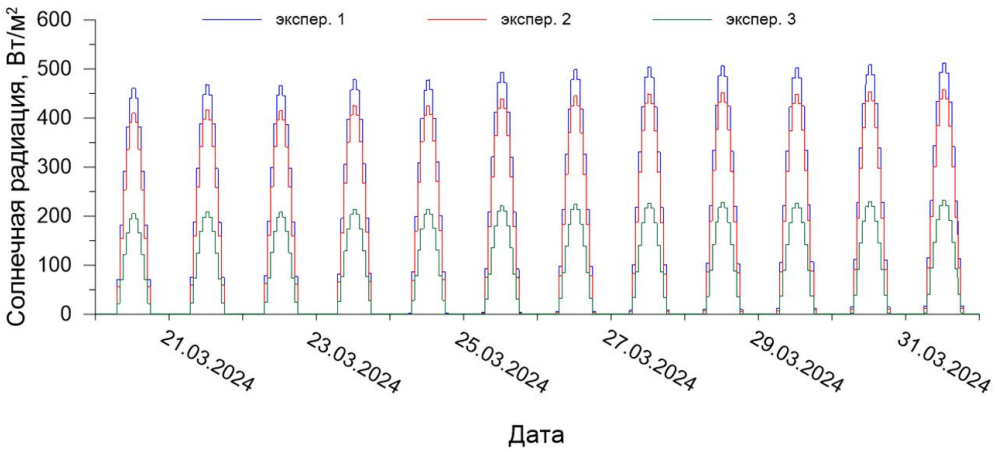


Рис.4. Поток солнечной (коротковолновой) радиации в вычислительных экспериментах 1 (*1*), 2 (*2*) и 3 (*3*).

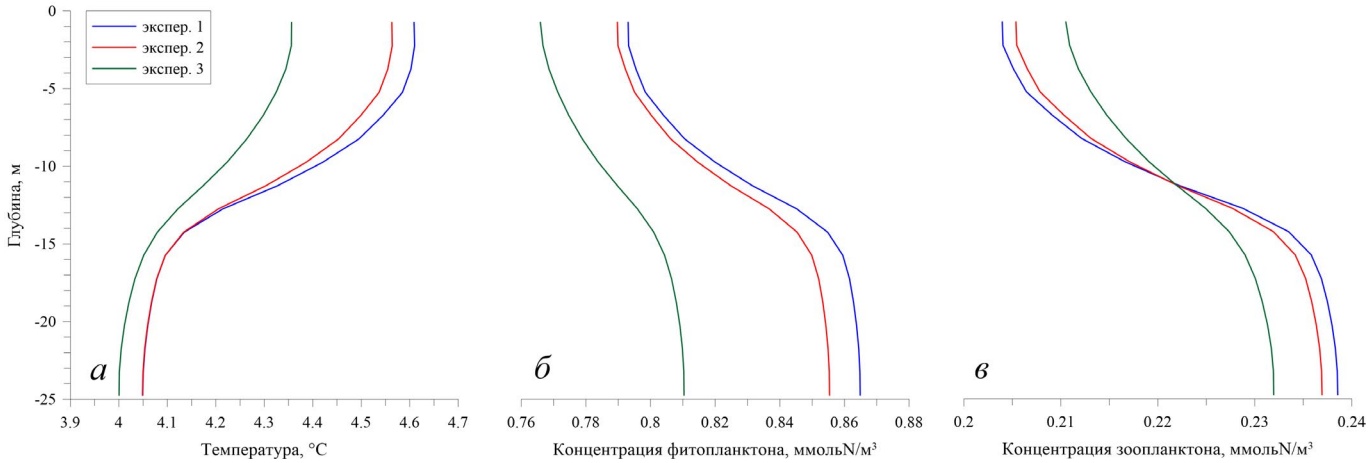


Рис.5. Вертикальное распределение температуры (а), фито- (б) и зоопланктона (в) на 30.03.2024 при $x = 1$ км в вычислительных экспериментах.

особенно хорошо это видно по совпадению температуры в двух экспериментах на глубинах, превышающих 14 м. Аналогичная ситуация с вертикальным распределением фитопланктона на рассматриваемых разрезах (Рис. 5–6, б): результаты экспериментов с облачностью 0% и 50% также почти одинаковые. С ростом облачности уровень фитопланктона падает по всей глубине, и разница между экспериментами достигает 0.055 ммольN/м^3 при x = 1 км и 0.05 ммольN/м^3 при x = 1.5 км, причем её максимум наблюдается в районе дна. С глубиной во всех экспериментах концентрация фитопланктона увеличивается.

У распределения зоопланктона тенденции другие. На удалении 1 км (Рис. 5, в) на глубине до 11 м с ростом облачности концентрация зоопланктона растет, но на большей глубине, наоборот, падает. В случае x = 1.5 км (Рис. 6, в) зависимость несколько сложнее, но биомасса зоопланктона аналогично увеличивается с ростом облачности на глубине до 12 м и уменьшается на глубине выше 20 м. Диапазон изменения концентрации зоопланктона также сужается при высокой облачности: при x = 1 км 0.204-0.238 ммольN/м^3 в эксперименте 1 и 0.21-0.232 ммольN/м^3 в эксперименте 3, а при x = 1.5 км 0.2575-0.2695 ммольN/м^3 в эксперименте 1 и 0.2595-0.2665 ммольN/м^3 в эксперименте 3. Количество зоопланктона монотонно растет с глубиной во всех экспериментах.

Прозрачность воды по диску Секки в период развития весеннего термобара в оз. Долгое 2024 г. достигала 4.8 м. Весной 2025 г. она варьировалась в разные дни от 5.7 до 7.9 м, в зависимости от условий освещенности и режима выпадения осадков, влияющего на снос взвешенных веществ с водосбора. Поскольку холодолюбивые виды зимой и ранней весной в оз. Долгое преобладают, более высокая биомасса сохранялась в теплоинертной зоне в более глубоких слоях. Теплолюбивые виды, характерные для летнего периода, еще не развились, в то время как в теплоактивной зоне холодолюбивые зимние виды уже были угнетены.

В случае развития классического термобара (без речного притока) рост планктонных популяций в основном наблюдается в теплоактивной области, где выше температура и концентрация питательных веществ (Avinsky et al., 1999; Goldman et al., 1996). Однако при речном термобаре не всё так просто и однозначно (Holland and Kay, 2003), поскольку из-за высоких характеристик мутности, перемешивания и вымывания содержание планктона в реке обычно ниже, чем в озере (Søballe and Kimmel, 1987;

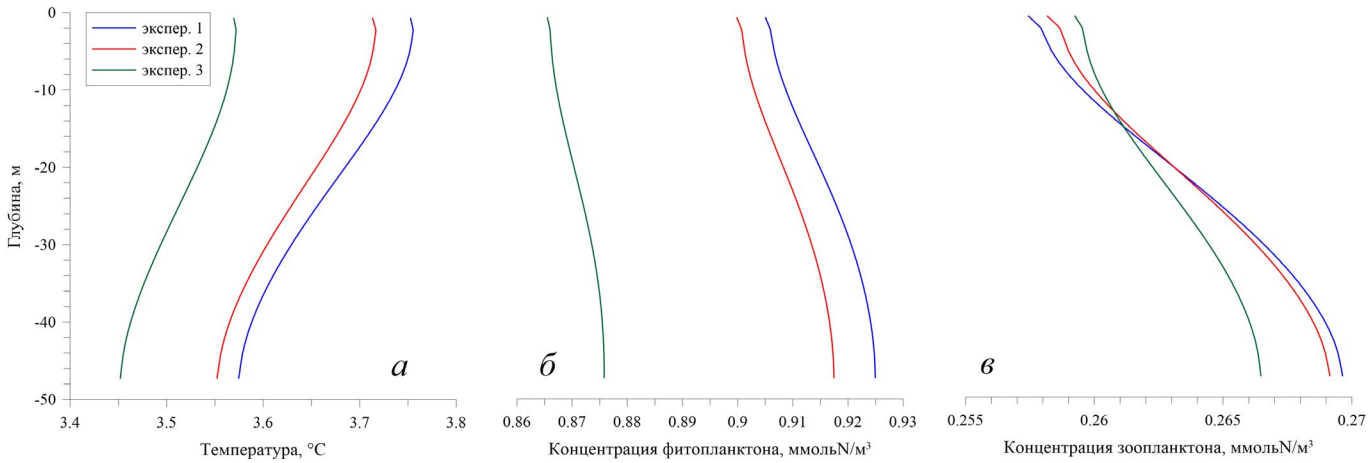


Рис.6. Вертикальное распределение температуры (а), фито- (б) и зоопланктона (в) на 30.03.2024 при $x = 1.5$ км в вычислительных экспериментах.

Reynolds, 1994; Akopian et al., 1999; Welker and Welz, 1999). Данные полевых исследований в оз. Долгое об этом также свидетельствуют. Представленные в этой работе результаты моделирования показали низкий уровень планктона в верхнем более прогретом слое. Действительно, поступление в озеро воды со слабой концентрацией органических веществ из реки может приводить к разбавлению и вытеснению планктона (Holland and Kay, 2003; Søballe and Kimmel, 1987; Avinsky et al., 1999; Welker and Welz, 1999). Выявленный эффект внутрисуточной вариации солнечной радиации в изменении концентрации фитопланктона согласуется с данными исследований в других водных экосистемах (Jia et al., 2023; Chen et al., 2025). Рассеивание и поглощение поступающей от Солнца световой и тепловой энергии облаками уменьшает поверхностную коротковолновую радиацию (Bartlett et al.,1998; Kosmopoulos et al., 2017; Dumka et al., 2021).

4. Заключение

Полученные для оз. Долгое результаты показали следующее (по приоритету степени влияния):

1. Даже при благоприятных температурных условиях при наличии речного притока со слабой концентрацией планктона в результате разбавления и вытеснения продукции на фиксированном участке водоема наблюдался низкий уровень планктона в верхнем слое.
2. Однако под влиянием солнечной радиации после момента зарождения температурной стратификации концентрация фито- и зоопланктона на поверхности достигала своего локального максимума в дневное время.
3. При увеличении облачности, что ведет к уменьшению потока солнечной радиации, происходило снижение концентрации фитопланктона по всей глубине водоема. Распределение зоопланктона имело иную тенденцию: на разноудаленных от берега пространственных разрезах обнаружены неоднородные закономерности.

Кроме того, за счет более нагретых в дневное время проточных вод понижение поверхностной температуры в фиксированной области водоема может проявляться с некоторым временным лагом. Высокая облачность способствует замедлению прогрева водоема по всей толще. При полной облачности повышение температуры воды в оз. Долгое происходило сначала в придонной части водоема из-за особенности протекания гидродинамических процессов при поступлении более теплых вод из протоки из оз. Свядово на фоне усиления ветра.

Благодарности

Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (№24-47-10001, https://rscf.ru/project/24-47-10001/) и Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований (проект №Х23РНФМ-001).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Власов Б.П., Зерницкая В.П., Колковский В.М. и др. 2002. История формирования ложбины стока ледниковых вод Гиньково - Свядово - Долгое. В: Прикладная лимнология: Лимнологическое и геоморфологическое обеспечение рационального природопользования. Минск: БГУ, С. 166–175.

Государственный водный кадастр. 1964–2023. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Минск.

Гурьянова Л.В. 1989. Особенности распределения температуры воды в малом озере-охладителе ТЭС. Вестник Белорусского государственного университета имени В.И. Ленина. Серия 2, Химия. Биология. География: 57–60.

Расписание погоды. 2024. [Электронный ресурс]. URL: https://rp5.ru/ (Дата обращения: 06.06.2024)

Суховило Н.Ю., Цыденов Б.О., Власова Д.Б. и др. 2025. Вертикальное и горизонтальное распределение температур воды в период весеннего термобара в оз. Долгое (Беларусь) по данным измерений и математического моделирования. Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология 3: (в печати).

Akopian M., Garnier J., Pourriot R. 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. Journal of Plankton Research 21: 285–297. DOI: 10.1093/plankt/21.2.285

Aleksandrova M.P., Gulev S.K., Sinitsyn A.V. 2007. An improvement of parametrization of shortwave radiation at the sea surface on the basis of direct measurements in the Atlantic. Russian Meteorology and Hydrology 32(4): 245–251.

Avinsky V.A., Kapustina L., Letanskaja G. et al. 1999. Plankton communities of Lake Ladoga under thermal bar conditions. In: Proceedings of the 3rd International Lake Ladoga Symposium. University of Joensuu, Publications of Karelian Institute 129: 21–26.

Bartlett J.S., Ciotti A.M., Davis R.F. et al. 1998. The spectral effects of clouds on solar irradiance. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 103(C13): 31107–31131. DOI: 10.1029/1998JC900002

Chen Y., Cai H., Gong Y. et al. 2025. Diurnal distribution of phytoplankton in large shallow lakes based on time series clustering. Ecological Informatics 90: 103250. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2025.103250

Dumka U.C., Kosmopoulos P.G., Ningombam S.S. et al. 2021. Impact of aerosol and cloud on the solar energy potential over the Central Gangetic Himalayan Region. Remote Sensing 13(16): 3248. DOI: 10.3390/rs13163248

Fennel K., Wilkin J., Levin J. et al. 2006. Nitrogen cycling in the Middle Atlantic Bight: Results from a three-dimensional model and implications for the North Atlantic nitrogen budget. Global Biogeochemical Cycles 20(3): GB3007. DOI: 10.1029/2005GB002456

Gan J., Lu Z., Cheung A. et al. 2014. Assessing ecosystem response to phosphorus and nitrogen limitation in the Pearl River plume using the Regional Ocean Modeling System (ROMS). Journal of Geophysical Research: Oceans 119(12): 8858–8877. DOI: 10.1002/2014JC009951

Gao C., Fernandez V.I., Lee K.S. et al. 2020. Single-cell bacterial transcription measurements reveal the importance of dimethylsulfoniopropionate (DMSP) hotspots in ocean sulfur cycling. Nature Communications 11: 1942. DOI: 10.1038/s41467-020-15693-z

Goldman C.R., Elser J.J., Richards R.C. et al. 1996. Thermal stratification, nutrient dynamics, and phytoplankton productivity during the onset of spring phytoplankton growth in Lake Baikal, Russia. Hydrobiologia 331(1–3): 9–24. DOI: 10.1007/BF00025403

Goudsmit G.-H., Burchard H., Peeters F. et al. 2002. Application of k–ε turbulence models to enclosed basin: The role of internal seiches. Journal of Geophysical Research 107(C12): 23-1–23-13. DOI: 10.1029/2001JC000954

Holland P.R., Kay A. 2003. A review of the physics and ecological implications of the thermal bar circulation. Limnologica 33(3): 153–162. DOI: 10.1016/S0075-9511(03)80011-7

Hurley P.J. 2002. The Air Pollution Model (TAPM) Version 2. Part 1: Technical description. CSIRO Atmospheric Research Technical Paper 55: 49.

Jia C., Wang L., Zhang Y. et al. 2023. Diel variation in phytoplankton biomass driven by hydrological factors at three coastal monitoring buoy stations in the Taiwan Strait. Journal of Marine Science and Engineering 11(12): 2252. DOI: 10.3390/jmse11122252

Kosmopoulos P.G., Kazadzis S., Taylor M. et al. 2017. Dust impact on surface solar irradiance assessed with model simulations, satellite observations and ground-based measurements. Atmospheric Measurement Techniques 10: 2435–2453. DOI: 10.5194/amt-10-2435-2017

McCoy D.T., Bender F.A.-M., Grosvenor D.P. et al. 2015. Natural aerosols explain seasonal and spatial patterns of Southern Ocean cloud albedo. Science Advances 1(6): e1500157. DOI: 10.1126/sciadv.1500157

Reynolds C.S. 1994. The long and the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. Hydrobiologia 289: 9–21. DOI: 10.1007/BF00007405

Søballe D.M., Kimmel B.L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. Ecology 68(6): 1943–1954. DOI: 10.2307/1939885

Tsydenov B.O. 2021. Effects of heat fluxes on the phytoplankton distribution in a freshwater lake. Atmospheric and Oceanic Optics 34: 603–610. DOI: 10.1134/S1024856021060282

Tsydenov B.O. 2022. Modeling biogeochemical processes in a freshwater lake during the spring thermal bar. Ecological Modelling 465: 109877. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2022.109877

Welker M., Welz N. 1999. Plankton dynamics in a river–lake system — on continuity and discontinuity. Hydrobiologia 408: 233–239. DOI: 10.1023/A:1017027723782

Fluxes and composition of sediment particles in the water column of Southern Lake Baikal between 1999 and 2021

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Vologina E.G.[1]*, Sturm M.[2], Budnev N.M.[3]

[1] Institute of the Earth's Crust, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Lermontov Str., 128, Irkutsk, 664033, Russia
[2] Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, CH-8600 Dubendorf, Switzerland
[3] Irkutsk State University, K. Marx Str., 1, Irkutsk, 664003, Russia

ABSTRACT. This study investigates in detail natural processes of modern sedimentation in South Baikal. The article presents data on the total flux of sedimentary matter, collected between March 1999 and March 2021. The quantity and composition of the recovered material is largely determined by SiO_{2bio}, which is directly dependent on annual blooms of diatoms in the lake. Since 2010, particle fluxes have generally increased. At the same time, there was a change in the dominant diatom species. So called "*Melosira* years" were replaced by years with increased productivity of species of the genus *Synedra*. Presumably, this happened due to climate change.

Keywords: Lake Baikal, sediment traps, fluxes of sedimentary matter, biogenic silica, diatoms, bottom sediments

For citation: Vologina E.G., Sturm M., Budnev N.M. Fluxes and composition of sediment particles in the water column of Southern Lake Baikal between 1999 and 2021 // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 505-514. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-505

1. Introduction

Diatom valves are important components of Baikal sediments and are widely used to reconstruct the past environment of the lake (Bradbury et al., 1994; Grachev et al., 1997; Mackay et al., 1998; Karabanov, 1999; Mackay et al., 2000; Khursevich et al., 2001; Kuzmin et al., 2009 and many others). Diatoms largely consist of biogenic silica (SiO_{2bio}), the content of which in bottom sediments is directly proportional to the occurrence of diatoms. Accordingly, this indicator is widely used in paleoreconstructions (Grachev et al., 1997; Kuz'min et al., 2001; Karabanov et al., 2001 and many others).

Current sedimentation studies are essential in order to interpret paleoclimate conditions of sediment records as well as to determine the state of the lake in the context of modern climate change on the planet. Accordingly, it is very important to study the sediment particles in the water column over a longer time period, using sediment traps, which are deployed at different water depths of the lake.

The article presents results of the study of sedimentary material collected by sediment traps from March 1999 to March 2021 in South Baikal in the area of the Baikal Neutrino Telescope. They add to already published data (Sturm et al., 2015; Vologina et al., 2022).

The research was carried out within the framework of a scientific cooperation agreement between the Institute of the Earth's Crust SB RAS (IEC SB RAS), Irkutsk State University (ISU) and the Swiss Federal Institute of Environmental Science and Technology (EAWAG).

2. Material and methods

Sediment particles were sampled using cylindrical sediment traps placed at a buoy station in the Southern Basin of Lake Baikal near the Baikal Neutrino Telescope (Fig. 1). The coordinates of the station are 51°46.076' N, 104°24.948' E. The work was carried out almost continuously from March 1999 to March 2021. The sampling periods are given in Table 1. In different years, 10 to 18 traps were installed at depths from 50 to 1363 m (Vologina et al., 2022).

The collected material was freeze-dried on an FD ALPHA device and weighed on an analytical balance. Biogenic silica (SiO_{2bio}) was determined in samples collected in 1999, 2000, 2001, 2005, 2006, 2015, 2016, 2017 and 2018. The analysis was carried out at the

*Corresponding author.
E-mail address: vologina@crust.irk.ru (E.G. Vologina)

Received: July 25, 2025; ***Accepted:*** August 10, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Swiss Federal Institute of Environmental Science and Technology using the method described in (Ohlendorf and Sturm, 2008). Total sedimentary matter fluxes and SiO_{2bio} fluxes were calculated in grams per 1 m^2 per year (g/m^2/year).

The qualitative composition of particles was determined in smear-slides using a SK14 binocular microscope with magnification of 100× and 400×.

3. Results

Examination of smear slides shows that the samples contain both terrigenous and biogenic material. The terrigenous part of the samples is represented by clay particles, mica-clay aggregates and single mineral grains of silt size. Rare allochthonous biogenic material includes pollen particles and terrestrial plant remains. The biogenic part of the samples consists mainly of diatom valves. Amphipods of the genus *Gammarus* and their fragments are sometimes observed within the traps, as well as sponge spicules and other undefined particles. Amphipods were removed from the trap containers immediately after collection. The same applies to small fish, which are sometimes (very rarely) observed in traps. The diatom composition mainly included spe-

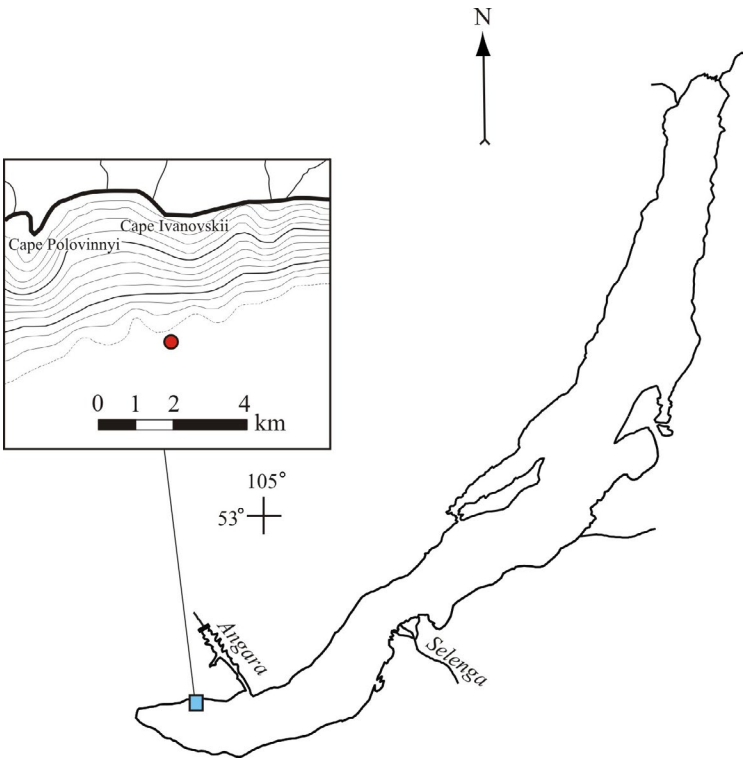


Fig.1. Map of Lake Baikal and location of the mooring site (red point).

Table 1. Composition of the most abundant diatoms in sedimentary material collected by sediment traps and average values of total annual fluxes of matter from 1999 to 2021

Years	Sampling period	Diatoms (genuses)	TAF*, $g/m^2/y$
1999	11.03.1999–06.03.2000	*Cyclotella* dominates, few *Aulacoseira*, single cells of *Synedra*	121
2000	09.03.2000–08.03.2001	*Aulacoseira* dominates, there are *Cyclotella* and *Synedra*	162
2001	09.03.2001–07.03.2002	*Cyclotella* dominates, there are *Synedra* and *Aulacoseira*	61.3
2002	08.03.2002–09.03.2003	*Synedra* and *Aulacoseira* dominates, there is *Cyclotella*	127
2003	11.03.2003–08.03.2004	*Synedra* and *Cyclotella*, less *Aulacoseira*	52.2
2004	11.03.2004–07.03.2005	*Cyclotella* dominates, there is *Aulacoseira*, less *Synedra*	31.2
2005	08.03.2005–06.03.2006	*Cyclotella*, less *Aulacoseira* and *Synedra*	38.9
2006	12.03.2006 –07.03.2007	*Cyclotella* dominates, there is *Aulacoseira*, less *Synedra*	11.5
2007	11.03.2007 –05.03.2008	*Synedra* and *Aulacoseira* dominates, there is *Cyclotella*	120
2008	09.03.2008–05.03.2009	*Synedra* dominates, many *Cyclotella*, less *Aulacoseira*	70.7
2009	08.03.2009–05.03.2010	*Cyclotella, Synedra* and *Aulacoseira*	30.8
2010	14.03.2010–07.03.2011	*Synedra* dominates, there are *Aulacoseira* and *Cyclotella*	132
2011	09.03.2011–09.03.2012	*Synedra* dominates, there are *Aulacoseira* and *Cyclotella*	31.9
2012	11.03.2012–09.03.2013	*Synedra* dominates, there is *Cyclotella*, less *Aulacoseira*	113
2013	10.03.2013–09.03.2014	*Synedra* and *Aulacoseira* dominates, few Cyclotella	56.0
2014	11.03.2014–15.03.2015	*Synedra* dominates, few *Cyclotella* and *Aulacoseira*	208
2015	07.03.2015–05.03.2016	*Synedra* dominates, there is *Cyclotella*, single cells of *Aulacoseira*	96.3
2016	07.03.2016–07.03.2017	*Synedra* dominates, few *Cyclotella*, single cells of *Aulacoseira*	69.6
2017	08.03.2017–06.03.2018	*Synedra* dominates, few *Cyclotella*, single cells of *Aulacoseira*	147
2018	08.03.2018–05.03.2019	*Synedra* dominates, there is *Cyclotella*, single cells of *Aulacoseira*	63.4
2019	06.03.2019–04.03.2020	*Synedra* dominates, there is *Cyclotella,* less *Aulacoseira*	36.0
2020	06.03.2020–17.03.2021	*Synedra* dominates, few *Cyclotella* and *Aulacoseira*	190

* Total annual fluxes

Note: the lines corresponding to the values of the TAF > 100 $g/m^2/y$ are highlighted in yellow

cies of the genera *Aulacoseira, Synedra* and *Cyclotella*. Single valves of benthic diatoms are also found. Content and dominant species of diatoms vary in different years (Table 1). It is noteworthy that the diatom assemblages of the trap material from different depths are usually similar in the individual years.

Table 1 shows the average amount of total annual fluxes of sedimentary matter (TAF) from 1999 to 2021. A minimum value of TAF (11.5 g/m^2/year) was recorded in 2006 and a maximum value (208 g/m^2/year) in 2014. The average TAF value for the study period was 89.6 g/m^2/year. In general values of TAF increased since the year 2010. Thus, from March 1999 to March 2010, they averaged 75.1 g/m^2/year, whereas they valued from March 2010 to March 2021 104 g/m^2/year (Vologina et al., 2022). It is noteworthy that periods with peak values of TAF (e.g. more than 100 g/m^2/year) correspond to different dominant species of diatoms. Species of the genus *Cyclotella* dominated the year 1999, species of *Aulacoseira* the year 2000, whereas species of *Aulacoseira* and *Synedra* dominated the years 2002 and 2007. Since 2010, only specie of *Synedra* have dominated the diatom assemblage (Table 1).

It was shown that the fluxes of particles in the sediment traps in Lake Baikal are largely determined by SiO_{2bio} (Vologina and Sturm, 2017). This is clearly illustrated in Figure 2, which shows total fluxes of sedimentary matter and fluxes of SiO_{2bio} at different water depths of the Southern Basin of Lake Baikal during the years 2015, 2016, 2017 and 2018. These values correlate well with each other, showing minimum values in 2018 and maximum values in 2017 (Fig. 2). The maximum average values of SiO_{2bio} fluxes of 81.7, 82.3 and 98.9 g/m^2/year were recorded in 1999, 2000 and 2017. In these years, elevated average values of TAF were also recorded showing 121 g/m^2/year, 162 g/m^2/year and 147 g/m^2/year (Fig. 3). On the other hand, the minimum average values of SiO_{2bio} fluxes (7.47 g/m^2/year and 3.58 g/m2/year) also correspond to the minimum average values of TAF (38.9 and 11.5 g/m^2/year) in 2005 and 2006, respectively (Fig. 3).

4. Discussion

Diatoms are an important component of plankton of Lake Baikal. During productive years, their numbers can reach 90% of the total plankton. During average years this number decreases by two to three times (Popovskaya et al.,). Sediment trap experiments conducted in South Baikal from 1999 to 2021 showed that the fluxes of sediment particles directly depend on the abundance of diatoms in the water column of Lake Baikal. During diatom blooms, TAF values also increase significantly (Vologina and Sturm, 2017). The homogeneous composition of diatoms observed at different depths of the lake water column in individual years is explained by aggregation of single cells, which leads to increased sinking rates of up to 60 m per day from the productive zone of the epilimnion down to the bottom of the lake (Mackay et al., 2000; Ryves et al., 2003; Sturm et al., 2015).

Biogenic silica is a component of diatom valves and sponge spicules. However, the content of sponge spicules in the water column and bottom sediments is insignificant, so SiO_{2bio} concentrations mainly reflect the total amount of diatoms. SiO_{2bio} fluxes are directly proportional to the fluxes of sedimentary material and depend on diatom blooms (Fig. 2, 3).

An increase of TAF has been observed in the sediment trap samples since 2010 (Vologina et al., 2022). At the same time, a change in the dominant genera of diatoms occurred (Table 1). Species of the genera *Cyclotella* and *Aulacoseira* prevailed in 1999 and 2000, respectively. 2000 was called a "*Melosira* year" showing a significant content of species of the genus *Melosira*, which was since renamed as the genus *Aulacoseira* (Evstafyev et al., 2010; Jewson and Granin, 2014; Vologina and Sturm, 2017). Diatoms of the genera *Aulacoseira* and *Synedra* prevailed the diatom composition in 2002 and 2007. Since 2010, just the genus *Synedra* was dominant, with peak values in 2010, 2012, 2014, 2017 and 2020. The species of this genus make up more than 94 % of the total population of diatoms. (Vologina et al., 2023).

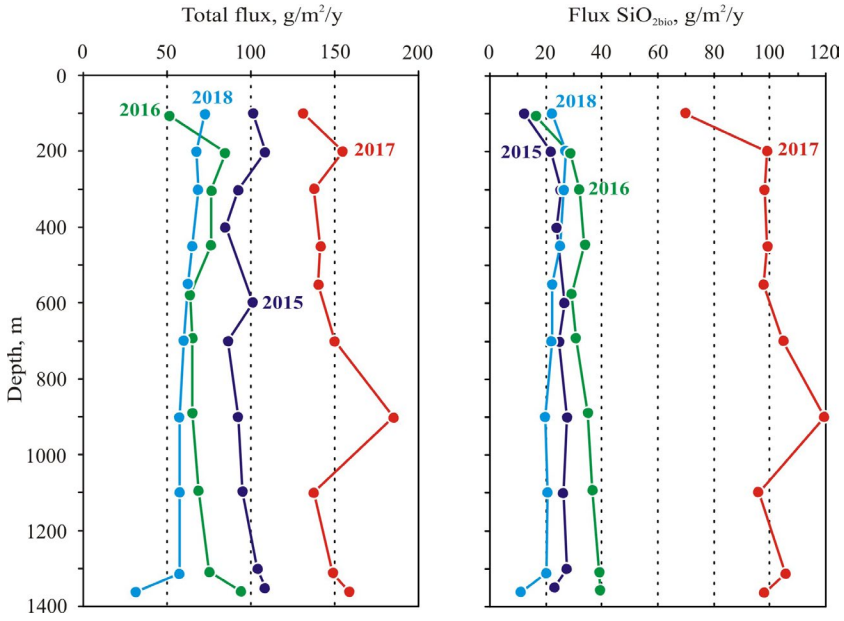


Fig.2. Total fluxes of sedimentary matter and fluxes of biogenic silica (SiO_{2bio}) at different water depths of the Southern Basin of Lake Baikal in 2015, 2016, 2017 and 2018.

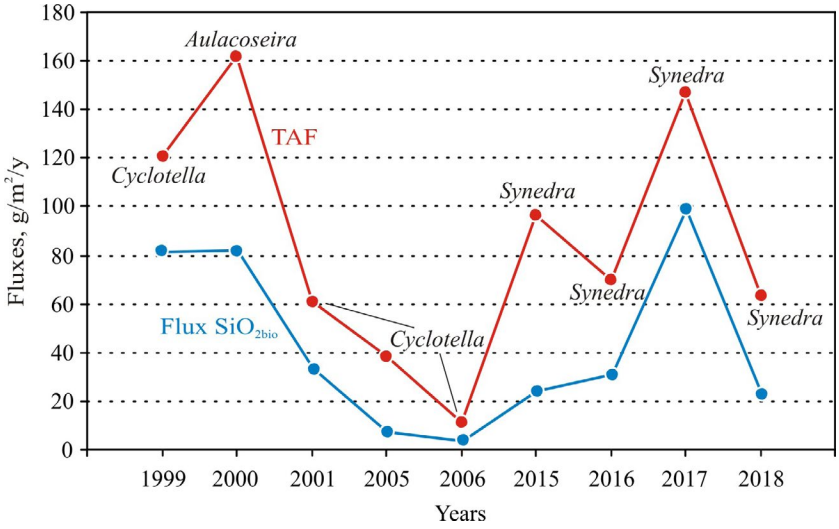


Fig.3. Average values of total annual fluxes of sedimentary matter (TAF) and annual fluxes of biogenic silica (SiO_{2bio}). Predominant genera of diatoms are indicated.

We assume the dominance of species of the genus Synedra, observed in the water column and surface sediments of southern Lake Baikal (Roberts et al., 2018; Vologina et al., 2019; Bondarenko et al., 2020; Vologina et al., 2020) to be a direct consequence of recent climate warming (Vologina et al., 2022; Vologina et al., 2023).

5. Conclusions

Biogenic silica, which built the skeletons of diatoms, is an important indicator of sedimentation and of environmental conditions in Lake Baikal. Monitoring of sedimentary matter fluxes, carried out from March 1999 to March 2021 in South Baikal in the area of the Baikal Neutrino Telescope, shows significant fluctuations in both SiO_{2bio} fluxes and total matter fluxes in general in different years. Moreover, the maximum flux values occur in the years of diatom bloom. An increase of TAF and a change in the dominant diatom species since 2010 are noted, which, in our opinion, is associated with climate change.

Acknowledgements

The authors are sincerely grateful to the members of the expedition of Institute of Applied Physics ISU for invaluable assistance in carrying out the work. The authors are also deeply grateful to I. Brunner (EAWAG) and E.G. Polyakova (IEC SB RAS) for analytical work and assistance in preparing samples for analysis.

The study was carried out thanks to a long-term international cooperation with the support of EAWAG (project No. 85145), within the framework of the state task of IEC SB RAS (project No. 1025022500090-2-1.5.1-1.5.1) and the Russian Federation Ministry of Science and High Education (project No. FZZE-2023-0004). The equipment of the Central Collective Use Center "Geodynamics and Geochronology" of the IEC SB RAS was partially involved in the work.

Conflict of interest

The authors declare no competing interest.

References

Bondarenko N.A., Vorobyova S.S., Zhuchenko N.A. et al. 2020. Current state of phytoplankton in the littoral area of Lake Baikal, spring 2017. Journal of Great Lakes Research 46: 17-28. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.10.001

Bradbury J.P., Bezrukova Ye.V., Chernyaeva G.P. et al. 1994. A synthesis of post-glacial diatom records from Lake Baikal. Journal of Paleolimnology 10: 213-252.

Evstafyev V.K., Bondarenko N.A., Melnik N.G. 2010. Analysis of longterm dynamics in key components of the food web in deep-water Lake Baikal. Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya «Biologiya. Ekologiya» [Bulletin of the Irkutsk State University. Series "Biology. Ecology"] 3(1): 3-11. (in Russian)

Grachev M.A., Likhoshwai Ye.V., Vorobieva S.S. et al. 1997. Signals of the paleoclimates of Upper Pleistocene in the sediments of Lake Baikal. Geologiya i Geofizika [Geology and Geophysics] 38(5): 957–980. (in Russian)

Jewson D.H., Granin N.G. 2014. Cyclical size change and population dynamics of a planktonic diatom, *Aulacoseira baicalensis*, in Lake Baikal. European Journal of Phycology 50(1): 1-19. DOI: 10.1080/09670262.2014.979450

Karabanov E.B., Prokopenko A.A., Kuz'min M.I. et al. 2001. Glacial and interglacial periods of Siberia: the Lake Baikal paleoclimatic record and correlation with West Siberian stratigraphic scheme (the Brunhes Chron). Geologiya i Geofizika [Russian Geology and Geophysics] 42(1): 41–54. (in Russian)

Karabanov E.B. 1999. Geological structure of the Baikal sediment and recosntructions of climatic changes in Central Asia during the Late Cenozoic. ScD thesis. Moscow, Russia. (in Russian)

Khursevich G.K., Karabanov E.B., Prokopenko A.A. et al. 2001. Detailed diatom biostratigraphy of Baikal sediments during the Brunhes Chron and climatic factors of species formation. Geologiya i Geofizika [Russian Geology and Geophysics] 42(1-2): 108129. (in Russian)

Kuz'min M.I., Karabanov E.B., Kawai T. et al. 2001. Deep drilling on Lake Baikal: main results. Geologiya i Geofizika [Russian Geology and Geophysics] 42(1): 8–34. (in Russian)

Kuz’min M.I., Khursevich G.K., Prokopenko A.A. et al. 2009. Centric Diatom Algae of Baikal in the Late Cenozoic: Morphology, Systematics, Stratigraphic Occurrence, and Stages of Evolution (from Deep-Water Drilling Data). Novosibirsk: Akad. Izd. “Geo”.

Mackay A.W., Flower R.J., Kuzmina A.E. et al. 1998. Diatom succession trends in recent sediments from Lake Baikal and their relationship to atmospheric pollution and to climate change. Philosophical Transactions of the Royal Society 353: 1011-1055.

Mackay A.W., Battarbee R.W., Flower R.J. et al. 2000. The deposition and accumulation of endemic planktonic diatoms in the sediments of Lake Baikal and an evaluation of their potential role in climate reconstruction during the Holocene. Terra Nostra 9: 34-48.

Ohlendorf C., Sturm M. 2008. A modified method for biogenic silica determination. Journal of Paleolimnology, 54: 137-142.

Popovskaya G.I., Genkal S.I., Likhoshway Ye.V. 2002. Diatoms of the plankton of Lake Baikal. Novosibirsk: Nauka.

Roberts S., Swann G.E.A., McGowan S. et al. 2018. Diatom evidence of 20th century ecosystem change in Lake Baikal, Siberia. PLOS ONE 13(12): e0213413. DOI: 10.1371/journal.pone.0208765

Ryves D.B., Jewson D.H., Sturm M. et al. 2003. Quantitative and qualitative relationships between planktonic diatom communities and diatom assemblages in sedimenting material and surface sediments in Lake Baikal, Siberia. Limnology and Oceanography 48(4): 1643-1661.

Sturm M., Vologina E.G., Budnev N.M. et al. 2015. Results of 20 years of sediment trap monitoring. Particle dynamics in ocean-like Lake Baikal. In: 9th Symposium for European Freshwater Sciences «Freshwater sciences coming home», pp. 165.

Vologina E.G., Sturm M. 2017. Particulate fluxes in South Baikal: evidence from sediment trap experiments. Russian Geology and Geophysics 58: 1045-1052. DOI: 10.15372/GiG20170904

Vologina E.G., Sturm M., Budnev N.M. 2019. The results of experiments with sediment traps in South Baikal from March 2013 to March 2015. In: XXIII International Scientific Conference (School) on marine geology “Geology of the seas and oceans”, pp. 20-24.

Vologina E.G., Sturm M., Vorob’eva S.S. et al. 2020. Late Holocene sediments in the profound abyss of Southern Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 585–587. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-585

Vologina E.G., Sturm M., Budnev N.M. 2022. Results of long-term measurements of particulate matter in Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 193–196. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-4-193

Vologina E.G., Sturm M., Vorob’eva S.S. 2023. Fluxes and Composition of Particulate Matter in the Water Column of South Baikal (between March 2015 and March 2016) Russian Geology and Geophysics 64: 452–461. DOI: 10.2113/RGG20224476

Краткое сообщение

Потоки и состав осадочных частиц в водной толще Южного Байкала с 1999 по 2021 гг.

Вологина Е.Г.[1]*, Штурм М.[2], Буднев Н.М.[3]

[1] Институт земной коры СО РАН, ул. Лермонтова, 128, Иркутск, 664033, Россия
[2] Швейцарский федеральный институт науки и технологии окружающей среды, Дюбендорф, CH-8600, Швейцария
[3] Иркутский государственный университет, ул. Карла Маркса, 1, Иркутск, 664003, Россия

АННОТАЦИЯ. Детально исследованы процессы современного осадконакопления в Южном Байкале. В статье представлены данные об общих потоках осадочного материла, собранные с марта 1999 г. по март 2021 г. Количество и состав извлеченного материала во многом определяется $SiO_{2био}$, который напрямую зависит от ежегодного цветения диатомовых водорослей в озере.С 2010 г. потоки частиц в целом возросли. Одновременно с этим произошла смена доминирующих видов диатомей. Так называемые “мелозирные годы” сменились годами с повышенной урожайностью видов рода *Synedra*. Предположительно это произошло в связи с изменением климата.

Ключевые слова: озеро Байкал, седиментационные ловушки, потоки осадочного вещества, биогенный кремнезем, диатомеи, донные осадки

Для цитирования: Вологина Е.Г., Штурм М., Буднев Н.М. Потоки и состав осадочных частиц в водной толще Южного Байкала с 1999 по 2021 гг. // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 505-514. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-505

1. Введение

Створки диатомовых водорослей являются важными компонентами байкальских отложений и широко используются для проведения реконструкций окружающей среды в прошлом (Bradbury et al., 1994; Грачев и др., 1997; Mackay et al., 1998; Карабанов, 1999; Mackay et al., 2000; Хурсевич и др., 2001; Кузьмин и др., 2009 и многие другие). Диатомеи в значительной мере состоят из биогенного кремнезёма ($SiO_{2био}$), содержание которого в донных осадках прямо пропорционально их численности. Соответственно, этот показатель широко используется в палеореконструкциях (Грачев и др., 1997; Кузьмин и др., 2001; Карабанов и др., 2001 и многие другие).

Исследования современной седиментации имеют большое значение для интерпретации палеоклиматических условий, зафиксированных в осадочных записях, а также для определения состояния озера в контексте современных изменений климата на планете. В связи с этим крайне важно изучать осадочный материал в толще воды в течение длительного периода времени, используя седиментационные ловушки, размещаемые на разных глубинах озера.

В статье приведены результаты исследования осадочного материала, отобранного седиментационными ловушками с марта 1999 г. по март 2021 г. в Южном Байкале в районе расположения Байкальского нейтринного телескопа. Они дополняют уже опубликованные данные (Sturm et al., 2015; Vologina et al., 2022).

Исследования выполнялись в рамках соглашения о научном сотрудничестве между Институтом земной коры СО РАН (ИЗК СО РАН), Иркутским государственным университетом (ИГУ) и Швейцарским федеральным институтом науки и технологии окружающей среды (EAWAG).

2. Материалы и методы

Отбор проб осадочного вещества осуществлялся с использованием цилиндрических седиментационных ловушек, размещённых на буйковой станции в Южной котловине озера Байкал в районе расположения Байкальского нейтринного телескопа (Рис. 1). Координаты станции – 51˚46.076’ с.ш., 104˚24.948’ в.д. Работы проводились почти непрерывно с марта 1999 г. по март 2021 г. Периоды отбора проб приведены в Таблице 1. В разные годы

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: vologina@crust.irk.ru (Е.Г. Вологина)

Поступила: 25 июля 2025; ***Принята:*** 10 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

устанавливалось от 10 до 18 ловушек на глубинах от 50 до 1363 м (Vologina et al., 2022).

Отобранный материал был высушен посредством вымораживания (freeze-dried) на приборе FD ALPHA и взвешен на аналитических весах. В пробах, отобранных в 1999, 2000, 2001, 2005, 2006, 2015, 2016, 2017 и 2018 гг. определялся биогенный кремнезем. Анализ выполнялся в Швейцарском федеральном институте науки и технологии окружающей среды методом, описанным в (Ohlendorf and Sturm, 2008). Рассчитаны общие потоки осадочного вещества и потоки $SiO_{2био}$ в граммах на 1 м^2 в год (г/м^2/год).

Качественный состав частиц определялся в препаратах-мазках (smear-slides) на бинокулярном микроскопе SK14 с увеличением 100× и 400×.

3. Результаты

Просмотр препаратов-мазков (smear-slides) свидетельствует о том, что в пробах присутствует как терригенный, так и биогенный материал.

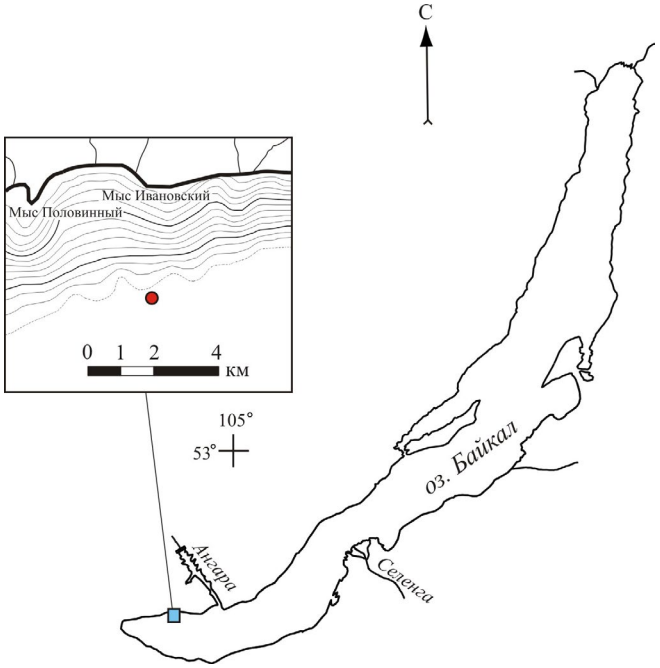


Рис.1. Карта озера Байкал и местоположение буйковой станции (красная точка).

Таблица 1. Состав наиболее часто встречаемых диатомей в осадочном материале, отобранном седиментационными ловушками, и средние значения общих годовых потоков вещества с 1999 по 2021 гг.

Годы	Период отбора проб	Диатомеи (рода)	ОГП*, г/м^2/год
1999	11.03.1999–06.03.2000	*Cyclotella* доминирует, незначительное количество *Aulacoseira*, единичные створки *Synedra*	121
2000	09.03.2000–08.03.2001	*Aulacoseira* доминирует, отмечаются *Cyclotella* и *Synedra*	162
2001	09.03.2001–07.03.2002	*Cyclotella* доминирует, отмечаются *Synedra* и *Aulacoseira*	61.3
2002	08.03.2002–09.03.2003	*Synedra* и *Aulacoseira* доминируют, отмечается *Cyclotella*	127
2003	11.03.2003–08.03.2004	*Synedra* и *Cyclotella*, реже *Aulacoseira*	52.2
2004	11.03.2004–07.03.2005	*Cyclotella* доминирует, отмечается *Aulacoseira*, реже *Synedra*	31.2
2005	08.03.2005–06.03.2006	*Cyclotella*, реже *Aulacoseira* и *Synedra*	38.9
2006	12.03.2006 –07.03.2007	*Cyclotella* доминирует, отмечается *Aulacoseira*, реже *Synedra*	11.5
2007	11.03.2007 –05.03.2008	*Synedra* и *Aulacoseira* доминируют, отмечается *Cyclotella*	120
2008	09.03.2008–05.03.2009	*Synedra* доминирует, много *Cyclotella*, реже *Aulacoseira*	70.7
2009	08.03.2009–05.03.2010	Отмечаются *Cyclotella, Synedra* и *Aulacoseira*	30.8
2010	14.03.2010–07.03.2011	*Synedra* доминирует, отмечаются *Aulacoseira* и *Cyclotella*	132
2011	09.03.2011–09.03.2012	*Synedra* доминирует, отмечаются *Aulacoseira* и *Cyclotella*	31.9
2012	11.03.2012–09.03.2013	*Synedra* доминирует, отмечается *Cyclotella*, реже *Aulacoseira*	113
2013	10.03.2013–09.03.2014	*Synedra* и *Aulacoseira* доминируют, незначительное количество Cyclotella	56.0
2014	11.03.2014–15.03.2015	*Synedra* доминирует, незначительное количество *Cyclotella* и *Aulacoseira*	208
2015	07.03.2015–05.03.2016	*Synedra* доминирует, отмечается *Cyclotella*, единичные створки *Aulacoseira*	96.3
2016	07.03.2016–07.03.2017	*Synedra* доминирует, незначительное количество *Cyclotella*, единичные створки *Aulacoseira*	69.6
2017	08.03.2017–06.03.2018	*Synedra* доминирует, незначительное количество *Cyclotella*, единичные створки *Aulacoseira*	147
2018	08.03.2018–05.03.2019	*Synedra* доминирует, отмечается *Cyclotella*, единичные створки *Aulacoseira*	63.4
2019	06.03.2019–04.03.2020	*Synedra* доминирует, отмечается *Cyclotella,* реже *Aulacoseira*	36.0
2020	06.03.2020–17.03.2021	*Synedra* доминирует, незначительное количество *Cyclotella* и *Aulacoseira*	190

* Общий годовой поток

Примечание: жёлтым цветом выделены строки, соответствующие ОГП > 100 г/м^2/год.

Терригенная часть проб представлена глинистым веществом, слюдисто-глинистыми агрегатами и единичными минеральными зернами алевритовой размерности. Редкий аллохтонный биогенный материал включает частицы пыльцы и наземные растительные остатки. Биогенная часть проб состоит главным образом из створок диатомей. В ловушках иногда встречаются рачки-бокоплавы рода *Gammarus* и их фрагменты, а также спикулы губок и другие неопределённые частицы. Бокоплавы извлекались из ловушек сразу после отбора. То же самое относилось и к мелким рыбам, которые крайне редко наблюдаются в ловушках. В составе диатомей преобладали виды родов *Aulacoseira*, *Synedra* и *Cyclotella*. Изредка встречались также створки бентосных диатомовых водорослей. Содержания и доминирующие виды диатомей варьируют в разные годы (Таблица 1). Примечательно, что в отдельно взятые годы состав диатомей в осадочном материале, отобранном с разных глубин, в целом аналогичен.

В Таблице 1 приведены средние значения общих годовых потоков (ОГП) осадочного вещества с 1999 по 2021 год. Минимальные значения ОГП (11.5 г/м^2/год) отмечаются в 2006 г., максимальные (208 г/м^2/год) – в 2014 г., средняя величина ОГП за период исследования составила 89.6 г/м^2/год. В целом ОГП увеличились с 2010 г. С марта 1999 г. по март 2010 г. они составляли в среднем 75.1 г/м^2/год, а с марта 2010 г. по март 2021 г. – 104 г/м^2/год (Vologina et al., 2022). Следует отметить, что периодам с пиковыми значениями ОГП (более 100 г/м^2/год) соответствуют различные доминирующие виды диатомей. Так, в 1999 г. доминировали виды рода *Cyclotella*, в 2000 г. – *Aulacoseira*, в 2002 г. и в 2007 г. – *Aulacoseira* и *Synedra*. С 2010 г. в составе диатомей доминирует только виды рода *Synedra* (Таблица 1).

Установлено, что потоки частиц в седиментационных ловушках озера Байкал в значительной степени определяются $SiO_{2био}$ (Вологина и Штурм, 2017). Этот вывод хорошо иллюстрирует рисунок 2, где приведены общие потоки осадочного вещества и потоки $SiO_{2био}$ на разных глубинах Южной котловины Байкала в 2015, 2016, 2017 и 2018 годах. Эти величины хорошо коррелируют между собой, показывая минимальные значения в 2018 г. и максимальные – в 2017 г. (Рис. 2). Максимальные средние значения потоков $SiO_{2био}$ (81.7, 82.3, 98.9 г/м^2/год) отмечались в 1999, 2000 и 2017 гг. В эти годы наблюдались также повышенные средние величины ОГП – 121, 162 и 147 г/м^2/год соответственно (Рис. 3). Напротив, минимальным средним значениям потоков $SiO_{2био}$ (7.47 и 3.58 г/м^2/год) соответствуют минимальные средние величины ОГП (38.9 и 11.5 г/м^2/год) в 2005 г. и 2006 г. соответственно (Рис. 3).

4. Обсуждение

Диатомовые водоросли являются важной составляющей планктона озера Байкал. В продуктивные годы их численность может достигать 90 % от общего количества планктона. В обычные годы эта величина снижается в 2–3 раза (Поповская и др., 2002). Эксперименты с седиментационными ловушками, проведённые нами в Южном Байкале с 1999 по 2021 гг., показали, что потоки осадочного вещества напрямую зависят от обилия диатомей в водной толще озера. В периоды цветения диатомовых водорослей значения ОГП значительно увеличиваются (Вологина и Штурм, 2017). Однородный состав диатомей, отмеченный на разных глубинах водной толщи озера в отдельные годы, объясняется агрегацией отдельных клеток, что приводит к увеличению скорости их осаждения до 60 м в сутки из продуктивной зоны эпилимниона до дна озера (Mackay et al., 2000; Ryves et al., 2003; Sturm et al., 2015).

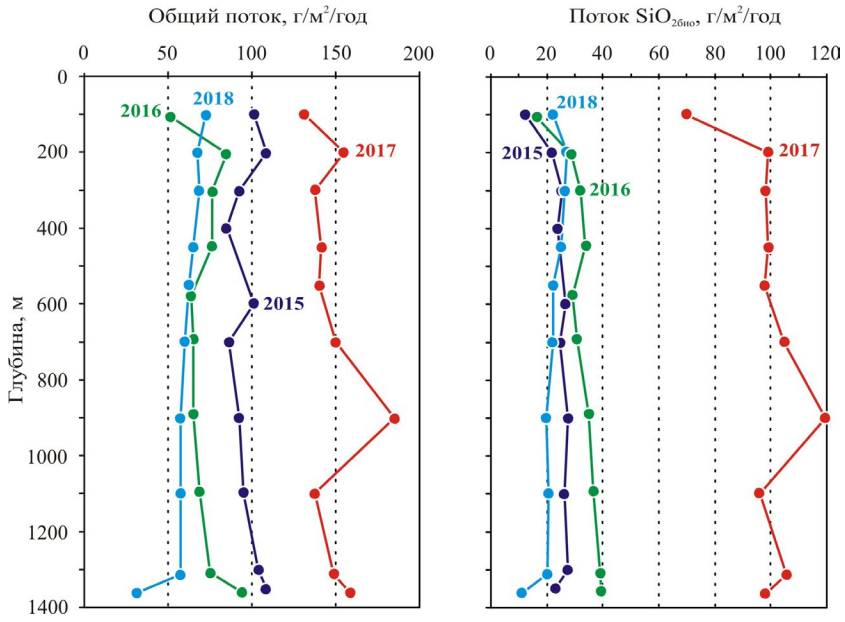


Рис.2. Общие потоки осадочного вещества и потоки биогенного кремнезёма ($SiO_{2био}$) на разных глубинах Южной котловины Байкала в 2015, 2016, 2017 и 2018 годах.

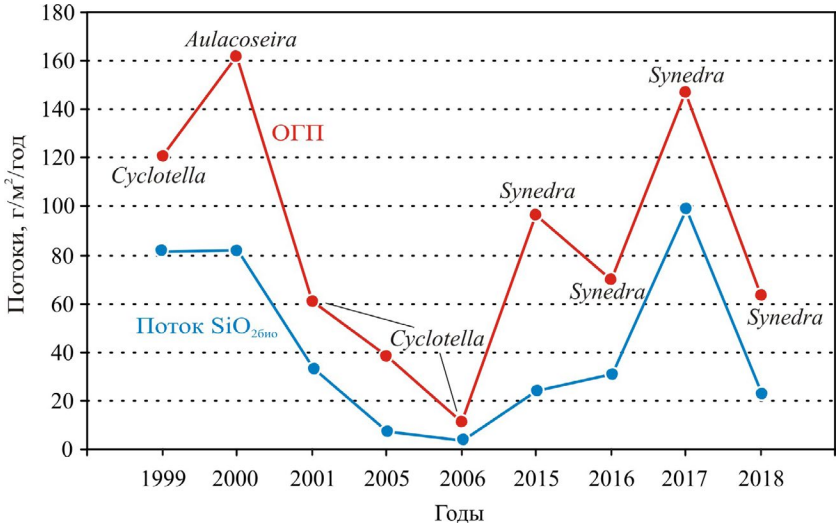


Рис.3. Средние значения общих годовых потоков (ОГП) и годовых потоков биогенного кремнезёма ($SiO_{2био}$). Указаны доминирующие рода диатомей.

Биогенный кремнезём входит в состав створок диатомей и спикул губок. Однако содержание спикул губок в водной толще и в донных осадках незначительное, поэтому концентрации $SiO_{2био}$ отражают главным образом суммарное количество диатомей. Потоки $SiO_{2био}$ прямо пропорциональны потокам осадочного материала и напрямую зависят от цветения диатомей (Рис. 2, 3).

Установлено увеличение ОГП с 2010 г. (Vologina et al., 2022). Одновременно с этим произошла смена доминирующих родов диатомей (Таблица 1). Виды родов *Cyclotella* и *Aulacoseira* преобладали в 1999 г. и 2000 г. соответственно. 2000 год был «мелозирным годом» со значительным содержанием видов рода *Melosira* (в настоящее время переименован в род *Aulacoseira*) (Евстафьев и др., 2010; Jewson and Granin, 2014; Вологина и Штурм, 2017). *Aulacoseira* и *Synedra* представляли пики диатомей в 2002 г. и в 2007 г. С 2010 г. только род *Synedra* является доминирующим с пиковыми значениями в 2010, 2012, 2014, 2017 и 2020 гг. Содержание видов этого рода может составлять более 94 % от общего содержания диатомей (Вологина и др., 2023).

Мы предполагаем, что доминирование видов рода *Synedra*, наблюдаемое в водной толще и в поверхностных донных осадках Южного Байкала (Roberts et al., 2018; Вологина и др., 2019; Bondarenko et al., 2020; Vologina et al., 2020) является прямым следствием современного потепления климата (Vologina et al., 2022; Вологина и др., 2023).

5. Заключение

Биогенный кремнезём, слагающий скелеты диатомей, является важным индикатором осадконакопления и условий окружающей среды в озере Байкал. Мониторинг потоков осадочного вещества, проведённый с марта 1999 г. по март 2021 г. в Южном Байкале в районе расположения Байкальского нейтринного телескопа показывает значительные колебания как потоков $SiO_{2биог}$, так общих потоков вещества в целом в разные годы. При этом максимальные значения потоков приходятся на годы цветения диатомей. Отмечается увеличение ОГП и смена доминирующих видов диатомей с 2010 г., связанная на наш взгляд с изменением климата.

Благодарности

Авторы искренне благодарны участникам экспедиции Института прикладной физики ИГУ за неоценимую помощь в проведении работ. Мы глубоко признательны И. Брюннер (EAWAG) и Е.Г. Поляковой (ИЗК СО РАН) за аналитическую работу и помощь в подготовке проб для анализов.

Исследование выполнено благодаря многолетнему международному сотрудничеству при поддержке EAWAG (проект № 85145), в рамках государственного задания ИЗК СО РАН (проект № 1025022500090-2-1.5.1-1.5.1) и Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (проект № FZZE-2023-0004). В работе частично задействовалось оборудование ЦКП «Геодинамика и геохронология» ИЗК СО РАН.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Вологина Е.Г., Штурм М. 2017. Потоки осадочного вещества в Южном Байкале. Результаты экспериментов с седиментационными ловушками. Геология и геофизика 58 (9): 1314–1323. DOI: 10.15372/GiG20170904

Вологина Е.Г., Штурм М., Буднев Н.М. 2019. Результаты экспериментов с седиментационными ловушками в Южном Байкале с марта 2013 г. по март 2015 г. Материалы XXIII Международной научной конференции (школы) по морской геологии «Геология морей и океанов» 3: 20-24.

Вологина Е.Г., Штурм М., Воробьева С.С. 2023. Потоки и состав осадочного вещества в водном столбе Южного Байкала (с марта 2015 по март 2016 г.). Геология и геофизика 64(4): 547–558. DOI: 10.15372/GiG2022129

Грачев М.А., Лихошвай Е.В., Воробьева С.С. и др. 1997. Сигналы палеоклиматов верхнего плейстоцена в осадках озера Байкал. Геология и геофизика 38(5): 957–980.

Евстафьев В.К., Бондаренко Н.А., Мельник Н.Г. 2010. Анализ многолетней динамики основных звеньев трофической цепи в пелагиали озера Байкал. Известия Иркутского государственного университета. Серия Биология. Экология 3(1): 3-11.

Карабанов Е.Б., Прокопенко А.А., Кузьмин М.И. и др. 2001. Оледенения и межледниковья Сибири — палеоклиматическая запись из озера Байкал и ее корреляция с западно-сибирской стратиграфией (эпоха прямой полярности Брюнес). Геология и геофизика 52(1-2): 48-63.

Карабанов Е.Б. 1999. Геологическое строение осадочной толщи озера Байкал и реконструкции изменений климата центральной Азии в позднем кайнозое. Диссертация в виде научного доклада на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук. Москва, Россия.

Кузьмин М.И., Карабанов Е.Б., Каваи Т. и др. 2001. Глубоководное бурение на Байкале – основные результаты. Геология и геофизика 42(1-2): 8-34.

Кузьмин М.И., Хурсевич Г.К., Прокопенко А.А. и др. 2009. Центрические диатомовые водоросли позднего кайнозоя озера Байкал: морфология, систематика, стратиграфическое распространение, этапность развития (по материалам глубоководного бурения). Новосибирск: Академическое издательство «ГЕО».

Поповская Г.И., Генкал С.И., Лихошвай Е.В. 2002. Диатомовые водоросли планктона озера Байкал. Новосибирск: Наука.

Хурсевич Г.К., Карабанов Е.Б., Прокопенко А.А. и др. 2001. Детальная диатомовая биостратиграфия осадков озера Байкал в эпоху Брюнес и климатические факторы видообразования. Геология и геофизика 42(1-2): 108-129.

Bondarenko N.A., Vorobyova S.S., Zhuchenko N.A. et al. 2020. Current state of phytoplankton in the littoral area of Lake Baikal, spring 2017. Journal of Great Lakes Research 46: 17-28. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.10.001

Bradbury J.P., Bezrukova Ye.V., Chernyaeva G.P. et al. 1994. A synthesis of post-glacial diatom records from Lake Baikal. Journal of Paleolimnology 10: 213-252.

Jewson D.H., Granin N.G. 2014. Cyclical size change and population dynamics of a planktonic diatom, *Aulacoseira baicalensis*, in Lake Baikal. European Journal of Phycology 50(1): 1-19. DOI: 10.1080/09670262.2014.979450

Mackay A.W., Flower R.J., Kuzmina A.E. et al. 1998. Diatom succession trends in recent sediments from Lake Baikal and their relationship to atmospheric pollution and to climate change. Philosophical Transactions of the Royal Society 353: 1011-1055.

Mackay A.W., Battarbee R.W., Flower R.J. et al. 2000. The deposition and accumulation of endemic planktonic diatoms in the sediments of Lake Baikal and an evaluation of their potential role in climate reconstruction during the Holocene. Terra Nostra 9: 34-48.

Ohlendorf C., Sturm M. 2008. A modified method for biogenic silica determination. Journal of Paleolimnology, 54: 137-142.

Roberts S., Swann G.E.A., McGowan S. et al. 2018. Diatom evidence of 20th century ecosystem change in Lake Baikal, Siberia. PLOS ONE 13(12): e0213413. DOI: 10.1371/journal.pone.0208765

Ryves D.B., Jewson D.H., Sturm M. et al. 2003. Quantitative and qualitative relationships between planktonic diatom communities and diatom assemblages in sedimenting material and surface sediments in Lake Baikal, Siberia. Limnology and Oceanography 48(4): 1643-1661.

Sturm M., Vologina E.G., Budnev N.M. et al. 2015. Results of 20 years of sediment trap monitoring. Particle dynamics in ocean-like Lake Baikal. In: 9th Symposium for European Freshwater Sciences «Freshwater sciences coming home», pp. 165.

Vologina E.G., Sturm M., Vorob'eva S.S. et al. 2020. Late Holocene sediments in the profound abyss of Southern Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 585–587. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-585

Vologina E.G., Sturm M., Budnev N.M. 2022. Results of long-term measurements of particulate matter in Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 193–196. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-4-193

Original Article

The state of aquatic ecosystem according to hydrochemical and hydrobiological indicators of the Kizhi skerries area of Lake Onego during the ice period

Sidorova A.I.[1]*, Zobkova M.V.[1], Fomina Yu.Yu.[1,2], Slastina Yu.L.[1], Makarova E.M.[1], Sidorov S.M.[1,3]

[1] *Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Prospekt Aleksandra Nevskogo, 50, Petrozavodsk 185030, Respublika Karelia, Russia*
[2] *Karelian Branch of the State Scientific Centre of Russian Federation, Federal State Budgetary Institution "All-Russian Scientific Research Institute of Fisheries and Oceanography", ul. Anokhina, stroenie 29A, Petrozavodsk 185035, Respublika Karelia, Russia*
[3] *Petrozavodsk State University, Prospekt Lenina, 33, Petrozavodsk 185910, Respublika Karelia, Russia*

ABSTRACT. For the first time during theice-covered period, comprehensive hydrochemical and hydrobiological studies were conducted in the area of Kizhi Island on Lake Onego. During winter, average concentration of total phosphorus was 7 μg/l, which corresponds to oligotrophic water types. The concentrations of iron, manganese and pollutants (including petroleum products and synthetic surfactants) did not exceed the maximum permitted levels for fishery water bodies. The results of hydrochemical analysis suggest that the water quality in the Kizhi skerries is satisfactory. The study area is characterized as oligotrophic with elements of β-mesotrophy determined by hydrobiological indicators (bacteria, phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos).

Keywords: chemical indicators, bacterioplankton, chlorophyll *a*, phytoplankton, zooplankton, macrozoobenthos

For citation: Sidorova A.I., Zobkova M.V., Fomina Yu.Yu., Slastina Yu.L., Makarova E.M., Sidorov S.M. The state of aquatic ecosystem according to hydrochemical and hydrobiological indicators of the Kizhi skerries area of Lake Onego during the ice period // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 515-529. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-515

1. Introduction

In the recent decades lakes in the Northern Hemisphere have experienced later freeze-up (by 1.6 days per decade) and earlier ice break-up (1.9 days per decade), as well as a reduction in the ice cover duration by 4.3 days per decade (Benson et al., 2012). For example, in Lake Ladoga ice cover is formed 1–6 days later and is broken 14 days earlier. In Lake Onego, the ice cover period decreased by 50 days over 60-year observations (1955–2015). Trends towards shorter ice-covered period were also observed in the water bodies of the Republic of Karelia: Segozero, Topozero, Vygozero, Syamozero, Vodlozero, Rugozero, Tulmozero (Filatov et al., 2014; Efremova and Palshin, 2017; Filatov et al., 2019). Such changes in the thermal regime of the lake can cause shifts in such principal phenological processes as spring plankton succession, and also lead to changes in the trophic network and carbon flows in the ecosystem (Hampton et al., 2015; Kalinkina et al., 2021). Tracking environmental changes in large lakes requires interdisciplinary studies of the winter ecosystem.

Lake Onego is located in the European North of Russia and it is the second largest freshwater lake in Europe. In its natural state, the lake covers an area of 9,720 km² 250 km² of which are occupied by 1,500 islands. Lake Onego is one of the largest, temperate, cold-water basins covered with ice from December (sometimes January) to mid-May for 120–164 days (Lake Onego..., 2010).

Hydrochemical and hydrobiological indicators (bacterioplankton, phytoplankton, zooplankton, macrozoobenthos) in the Kizhi skerries area of Lake Onego during the growing season have been studied in sufficient detail (Vislyanskaya et al., 1999; Galakhina et al., 2022; Fomina and Sidorova, 2024; Makarova, 2025; Smirnova, 2025, etc.), but not during the winter. In addition, the subglacial period of aquatic communities is an integral part of the annual cycle. Winter is particularly important for the species that reproduce under ice, such as glacialrelicts *Limnocalanus macrurus* Sars, 1863 and *Monoporea affinis* (Lindström, 1855).

*Corresponding author.
E-mail address: bolt-nastya@yandex.ru (A.I. Sidorova)

Received: June 14, 2025; ***Accepted:*** July 31, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

The aim of the study is to examine the state of the ecosystem in the Kizhi skerries area of Lake Onego during the winter.

2. Materials and methods of research

2.1. Sampling

The Kizhi Archipelago is located in the northern part of Lake Onego and consists of many islands, the most famous of which is Kizhi Island. This area of the lake is characterised by shallow depths (up to 10 m), well-warmed water, relatively slow water exchange and increased shipping traffic as a result of tourist activity.

Water samples were collected in February 2025 at 10 stations near Kizhi Island (Fig. 1). It is likely that pollutants accumulate in winter under slow water-exchange conditions in the bottom layer of water,. Water samples were taken from both surface and bottom horizons at stations Z1, Z2, Z3, Z4, Z5 and ZOT at the depths of 5.0–9.8 m, while sampling at shallow stations ZW1, ZW3, ZW4 and ZW5, where the depths did not exceed 2.5 m, was carried out only from the surface. Sampling points were selected close to potential sources of anthropogenic load. Thus, stations ZW1, ZW3, ZW4 and ZW5 were located near the sewage effluents from local wastewater treatment facilities, stations Z2, Z4 and ZOT – in the area of intense shipping traffic. The monitoring stations are represented by gray silt in the skerries area of the reservoir.

Bacteria and phytoplankton were sampled using a Rutner bathometer, zooplankton by a Juday plankton net (diameter 18.5 cm; mesh size 100 μm). Quantitative benthos samples were collected using an Automatic box bottom grab (area 0.025 m^2) at each station, two samples were washed with a No. 23 sieve and fixed with 4% formalin. At each station, a CastAway-CTD sensor was used to measure the water temperature, which ranged from 0 to 2.5 °C (Fig. 2).

2.2. Hydrochemical indicators

Ionic composition (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-), organic matter content (total organic carbon (TOC), chemical oxygen demand (COD_{Cr} and COD_{Mn}), color, biochemical oxygen demand during 5 days (BOD_5)), nutrients (total phosphorus (TP), inorganic phosphorus ($P\text{-}PO_4$), total nitrogen (TN), total organic nitrogen (TON), total inorganic nitrogen: $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$), Fe, Mn, Si, gas composition (CO_2, O_2), pollutants – oils, synthetic surface-active substance, total suspended solids (TSS), conductivity (æ) and pH were analyzed in the water samples. The chemical composition of the water was determined using standard methods (Lozovik and Efremenko, 2017).

2.3. Microbiological analysis

The total bacterial abundance, their biomass and average cell volumes were determined in five samples taken under the ice from the surface water.

The total bacterial abundance was assessed by direct calculation on black Whatman polycarbonate track membranes (D_{pore} = 0.2 μm) using a luminescent microscope MIKMED-2 (magnification ×1600) with preliminary acridine orange staining (Handbook of Methods..., 1993). Cell sizes were measured with a computer program MultiMedia Catalog (MMC) offerring an obtion of scale calibration. The average cell volume was calculated as the volume of stereometric figures matching their shape (Krambeck et al., 1981; Kuznetsov and Dubinina, 1989). Bacterial biomass was calculated from the product of the mean bacterial cell volume and total bacterial abundance (Kuznetsov and Dubinina, 1989).

Water quality was assessed according to ecological status classification of land surface waters, applying total bacterial abundance values (Oksiyuk et al., 1993). Was used the classification (Kopylov and Kosolapov, 2007) to determine the trophic status of the Kizhi skerries based on the total bacterial abundance, their average volume and biomass.

2.4. Determination of chlorophyll a and phytoplankton

Pigments were determined by the standard spectrophotometric method (Determination..., 1966; GOST, 2001) using a mixed 90% acetone extract. A 1-liter sample was concentrated on Vladipor MFAS-OS-3 membrane filters (D_{pore} = 0.8 μm) using direct filtration. Optical density of the extracts was measured on a Super Aquarius Cecil CE 9500 series 9000 spectrophotometer. The concentration of chlorophyll *a* (Chl *a*) was calculated using the equations given in the UNESCO manual (Determination..., 1966) and modified by Jeffrey and Humphrey (Jeffrey and Humphrey, 1975).

The 500 ml water samples were fixed with 10 ml of 40% formalin and concentrated on membrane filters (D_{pore} = 0.8 μm) to 5 ml (Kuzmin, 1975; Fedorov, 1979; Methods..., 2024). Laboratory processing of phytoplankton samples was carried out using a Nageotte chamber (0.01 ml) and a Mikmed-6 microscope with

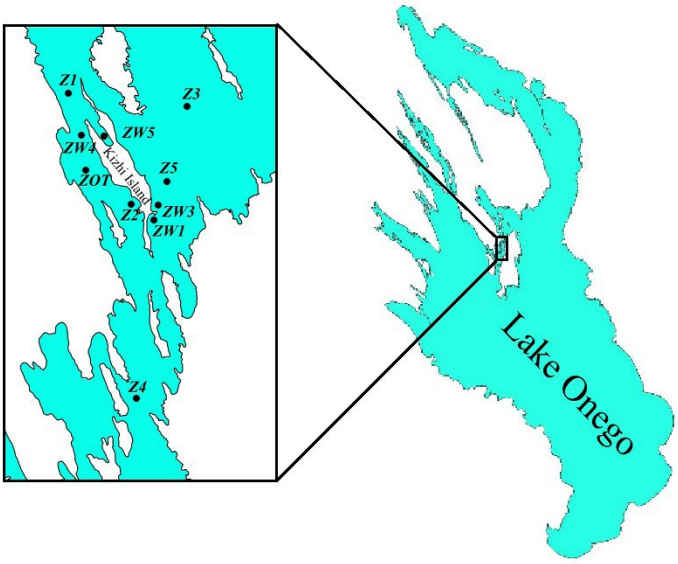


Fig.1. Schematic map of sampling stations during the ice cover period of 2025.

an oil objective (magnification × 400–1000), the number and individual volumes of algal cells were counted. Biomass was calculated by the volumetric counting method using volume formulas for similar stereometric figures (Kuzmin, 1984; Tikkanen, 1986). Taxonomic identification of phytoplankton was carried out using Identification Guide to Freshwater…, 1951–1986; Krammer and Lange-Bertalot, 1986; 1988; 1991a; b; Matvienko, 1954; Tikkanen, 1986). Species with abundance and/or biomass of more than 10% were considered dominant. Specific richness (n) was calculated (the number of taxa of a rank lower than genus in a unit volume of water (in a sample)).

Based on the Chl *a* content and the level of phytoplankton biomass, an assessment of the trophic status of the studied area of Lake Onego was carried out according to the classification by S.P. Kitaev (2007), the saprobic water zone was determined according to Oksiyuk et al.(1993).

2.5. Identification of zooplankton

Copepoda species were categorized by size and age (younger copepodites (stages 1–3), older copepodites (stages 4–5)), and sex ratio (males, females, females with eggs). Calanoida and Cyclopoida nauplii, except for *L. macrurus*, were not identified to the species level; they were combined into two groups and distinguished by size (small, medium, and large). A standard technique was used for network sampling and in-house sample processing (Methods..., 2024). Zooplankton identification was carried out according to Alekseev and Tsalolikhin (2010).

2.6. Identification of macrozoobenthos

Laboratory processing included sample analysis in accordance with standard methods for collection and primary processing of material (Methods..., 2024). Organisms were selected from the ground using an MSP-2 variant 2 stereoscopic microscope in a modified Bogorov chamber, specially designed for dissecting benthic samples under a microscope. The organisms were weighed in their raw state with an accuracy of 0.0001 g. The dissected and weighed material was fixed with 70% ethanol. Taxonomic identification was carried out using a guide of Alekseev and Tsalolikhin (2016).

2.7. Statistical analysis

Differences in chemical indicators observed on the stations in the Kizhi skerries were determined using an independent ANOVA test with a statistical significance threshold (p) of 0.01. Free Sofa Statistics (1.4.6) software (http://www.sofastatistics.com) was used for statistical data processing. A nonparametric Mann–Whitney U Test was used to compare hydrobiological indicators of the samples. Statistical processing of hydrobiological data was performed using the licensed package Statictica Advanced 10 for Windows Ru.

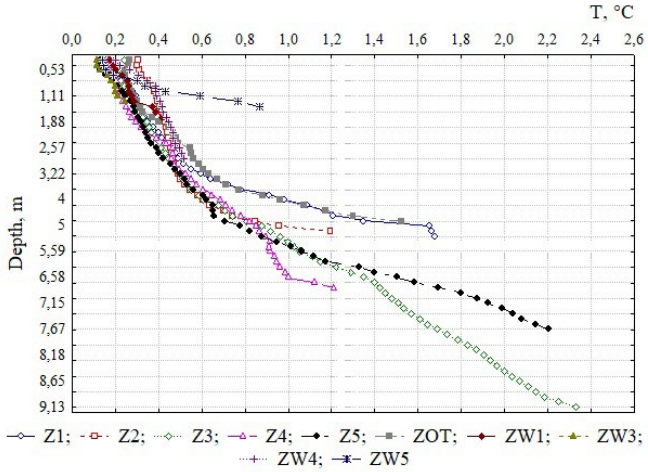


Fig.2. Water temperature at the stations (Z1–Z5, ZOT, ZW1, ZW3–ZW5) in the Kizhi skerries area of Lake Onego during the ice cover period of 2025.

3. Results and discussion

3.1. Hydrochemical indicators

There were no statistically significant differences in all hydrochemical parameters monitored at the Kizhi skerries stations (ANOVA test, $p > 0.01$). Moreover, no divergency in the concentration values of the hydrochemical constituents was observed in the surface and bottom water layers. It is suggested that pollutants were not accumulated in the bottom layer implying probable absence of anthropogenic pressures in this lake area during winter. Since the parameters were similar at all of the stations and depths, their average values with standard deviation were provided.

Generally, the water in Lake Onego is weakly mineralised. In the Kizhi skerries, the total dissolved solids averaged 39.5 ± 0.7 mg/l, and the ionic composition, expressed as %-eq., was as follows:

$$\frac{Ca^{2+}(50)Mg^{2+}(31)Na^{+}(16)K^{+}(2.8)}{HCO_3^{-}(62)A_{org}(14.0)SO_4^{2-}(14)Cl^{-}(7.4)NO_3^{-}(1.9)}$$

According to the classification of Alekin (Alekin et al., 1973), the lake waters belong to the hydrocarbonate class, group Ca, Lozovik (Lozovik, 2013) classified them as medium-alkaline, circumneutral. Oxygen concentrations varied between 10.4 and 13.5 mg/l, and carbon dioxide concentrations – between 2.4 and 7.5 mg/l. Dissolved oxygen saturation was quite high and ranged from 71 to 92%.

The concentrations of total and mineral phosphorus were low (on average 7 ± 1 and 1 ± 1 µg/l, respectively). Therefore, according to the classification of Lozovik (Lozovik, 2013), water of the Kizhi skerries is of oligotrophic type. However, it should be noted that during the open water period, the concentrations of TP were higher (Bulletin..., 2005; 2013; Galakhina et al., 2022), which were apparently caused by an increase in suspended form of phosphorus due to constant turbidity of bottom sediments owing to intense shipping activity. This is confirmed by the higher concentration of total suspended solids during the open water period,

which was on average 2.1 ± 1.0 mg/l (Galakhina et al., 2022). In winter, according to the results of this study, TSS concentration averaged 0.3 ± 0.4 mg/l.

During the ice cover period, average concentration of total nitrogen was 0.37 ± 0.02 mg/l and nitrates – 0.16 ± 0.02 mg/l, which was significantly higher than in other seasons (Fig. 3). This was the result of active consumption of $N\text{-}NO_3$ by phytoplankton and bacteria during the open water period, their concentration in Lake Onego gradually decreased from spring to autumn (Sabyulina and Ryzhakov, 2018). The organic form of nitrogen prevails in the total nitrogen composition (Fig. 3), which is generally typical for the water bodies of Karelia. The silicon content in water averaged 0.67 ± 0.13 mg/l.

The organic matter concentration in the water of the Kizhi skerries was low and slightly varied on the stations. This is confirmed by direct determination of TOC (average 6.5 ± 0.2 mg/l) and indirect parameters (color – 33 ± 3 mg Pt-Co/L, COD_{Cr} – 18.4 ± 0.9 mgO/l, COD_{Mn} – 6.7 ± 0.6 mgO/l). Thus, the water of the studied area, according to the classification of Lozovik (Lozovik, 2013) is of oligohumic type. BOD_5 values ranged from 0.10 to 0.61 mg O_2/l, typical for the winter with an almost complete absence of easily oxidizable organic matter production. This is also indicative of the absence of anthropogenic load in this area in winter.

The concentrations of iron and manganese in the water of the Kizhi skerries in winter averaged 0.07 ± 0.02 and 0.01 ± 0.005 mg/l, respectively; therefore, exeedances of maximum permissible concentrations (MPC) of the Russian Federation (Water Quality Standards, 2016) were not registered. Higher concentrations of Fe and Mn were found during the open water period and, as in the case of phosphorus, this was probably caused by intensive navigation in this area of the lake. The concentrations of oils and synthetic surface-active substances were 0.04 ± 0.03 and 0.01 ± 0.01 mg/l, respectively, and did not exceed MPC. In the case of oils, it is associated with the absence of transport load during the ice cover period.

3.2. Bacterioplankton

Bacterioplankton is evenly distributed in the subglacial water layer of the Kizhi skerries. The total bacterial abundance, biomass and average cell volumes are characterized by small values (Table 1).

During the ice cover period, average cell volume and total bacterial abundance were half as much and the bacterial biomass was four times less than in summer (Makarova, 2025). The Mann–Whitney U–Test showed statistically significant ($p < 0.05$) differences between summer and winter indicators of total bacterial abundance, bacterial biomass and average cell volume. This is mainly due to a limited supply of organic matter from the coastal areas. It is known that cell volume, and, therefore, biomass, depend on the availability of organic matter and biogenic elements (Potayenko, 1979), which decrease in concentration during the winter. In addition, a number of factors,

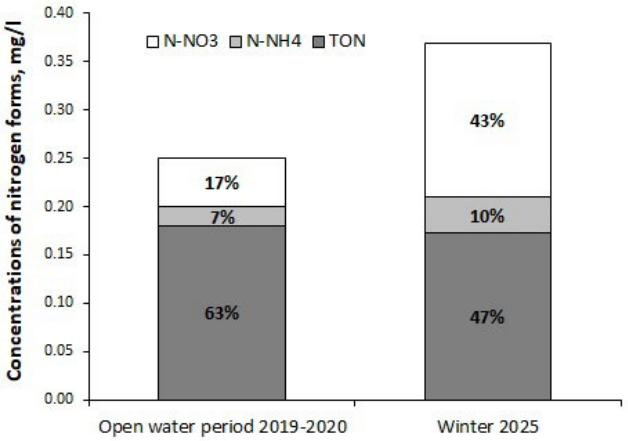


Fig.3. Distribution of nitrogen forms in the water of the Kizhi skerries of Lake Onego during the open water period of 2019–2020 (Galakhina et al., 2022) and in the winter of 2025.

Table 1. Spatial distribution of total bacterial abundance (TBA), bacterial biomass (BB) and average cell volume (V_{av}) in the subglacial water layer of the Kizhi skerries, Lake Onego.

Stations	TBC, mln cells/ml	V_{av}, μm³	BB, mg/L
Z1	1.59	0.05	0.061
Z2	1.4	0.046	0.09
Z3	1.21	0.054	0.088
Z4	1.3	0.044	0.103
Z5	1.49	0.044	0.071

such as low water temperatures, weak mixing of water masses and absence of direct anthropogenic influence, limit the development of bacteria in winter.

The water quality in the subglacial layer of the Kizhi skerries is assessed as clean. The water area near Kizhi Island is characterized as oligotrophic based on the average values of bacterial cell volume, their biomass, and bacterial abundance.

3.3. Chlorophyll *a* and phytoplankton

In February 2025, the content of Chl *a* in the subglacial water of the Kizhi skerries area of Lake Onego varied from 0.85 to 0.33 μg/l in the surface layer and from 0.42 to 0.19 μg/l at the bottom. The highest value was registered at station Z1 and the lowest at station ZW1. At all observation stations where samples were taken from several layers, a decline in the pigment concentration was observed from the surface to the bottom. Non-parametric analysis using the Mann–Whitney U–Test revealed statistically significant ($p < 0.05$) differences between the indicators of the subglacial (surface) and bottom water layers. Comparison of data on Chl *a* and phytoplankton showed that this difference between water layers may be due to the onset of phytoplankton vegetation. The average value of Chl *a* during the ice-covered period was 0.49 ± 0.21 μg/L, which is significantly lower during active phytoplankton vegetation – an average of 2.7 μg/L from 1965 to 2008 (Lakes of Karelia, 2013).

In winter 2025, 36 species and intraspecific taxa of algae from six systematic groups were found in the water under the ice. In terms of abundance and biomass, diatoms predominated, mainly *Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim., but at some observation points, we noted growth of cyanobacteria and dinoflagellates (Dinophyceae). At station Z2, near the water transport pier, the cyanobacteria *Aphanocapsa elachista* var. Elachista W. Et G. S. West. was higher in abundance. At station Z4, the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. made up 90% of the biomass, but the dinoflagellate *Parvodinium inconspicuum* (Lemm.) Carty. and *Ceratium hirundinella* (Müll.) Duj. were the main contributors to the biomass (83%). At all observation stations, despite intensive vegetation of *Aulacoseira islandica* dominanting in the oligotrophic period, the development of cyanobacteria (*Anathece minutissima* Kom., Kašt. & Jezber. (2011), *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Aphanizomenon flos-aquae* (Linne) Ralfs), as well as chlorococcal algae was noted. The abundance and biomass of subglacial phytoplankton ranged from 172 to 1.272 thousand cells/liter and from 0.12 to 0.54 mg/liter, respectively. Despite structural changes in the phytocenosis (Vislyanskaya et al., 1999; Lakes of Karelia, 2013; Smirnova, 2025), data on phytoplankton growth and Chl *a* concentration in winter testified that the water in the studied area of Lake Onego had an oligotrophic status (Kitaev, 2007) and its quality corresponded to clean water standards (Oksiyuk et al., 1993).

3.4. Zooplankton

In winter, zooplankton consisted mainly of *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, and species of the genera *Conochilus* and *Synchaeta*. Cladocera *Daphnia (D.) cristata* (Sars, 1862) and *Bosmina longispina* Leydig, 1860 were noted singly. *Thermocyclops oithonoides* (Sars 1863) copepodites at the older stages were also encountered in diapause in the bottom layers. Adult glacial relict specimens were not found, only *L. macrurus* nauplii at the abundance of nearly 150 ind./m^3. As previously shown,*L. macrurus* is found year-round in Lake Onego, reproducing in winter and being one of the main plankton species. Under the ice, nauplii are concentrated in the 0–10 m layer, while adults are mostly distributed below 15 m (Fomina and Syarki, 2022). It is likely that clustering of adult *L. macrurus* are located in the deeper parts of the Kizhi skerries.

Rotifera dominated the under-ice zooplankton of the Kizhi skerries area, which is not typical for the winter community of Lake Onego; Calanoida and Cyclopoida are usually dominatant in zooplankton (Kulikova et al., 1997; Syrki and Fomina, 2017). Abundance growth of Rotifera is associated with shallow depths in this area. At shallow-water sites, copepods accounted for 13% of the total abundance and 21% of the total biomass on average, while in deeper parts (depth 9 m) they accounted for 21% and 44%, respectively. For instance, in Petrozavodsk Bay (depth 30 m), copepods accounted for 91% of the total abundance and 98% of the total biomass (Syrki and Fomina, 2017).

Due to unfavourable conditions in winter (low temperature (Fig. 2), lack of light and food), zooplankton is extremely scarce, its abundance ranged from 0.16 to 1.62 thousand ind./m^3 and the biomass – from 0.001 to 0.012 g/m^3. According to S.P. Kitaev's (2007) classification based on zooplankton biomass indicators, the trophic level of the study area corresponds to the ultra-oligotrophic type.

3.5. Macrozoobenthos

Our study showed that macrozoobenthos was quite diverse, represented by main benthic invertebrate groups. Five groups of different taxonomic ranks were identified, basically comprised of the forms that are widely distributed in the coastal shallow waters of the lake and in most water bodies of the North-West.The most common and numerous groups registered were Chironomidae larvae (100% occurrence), Oligochaeta (80% occurrence), larvae of amphibious insects – Ephemeroptera (100% occurrence) and Hydracarina, also known as water mites, (50% occurrence). Bivalve molluscs were found in less than half of the samples (30% occurrence).The abundance of macrozoobenthos ranged from 0.04 to 3.62 thousand specimens/m^2 and biomass varied from 0.2 to 6.1 g/m^2. The maximum biomass was recorded at stations Z5 and Z3, mainly due to presence of large eurybiontic specimens of *Chironomus plumosus* larvae. According to S.P. Kitaev's classification (2007) based on benthic biomass, the state of the study area varies from α-oligotrophic to β-mesotrophic. It is important to note that amphipod crustaceans were not found. Benthic crustaceans are known to migrate, and the glacial relict *M. affinis* (Lindström 1855) belongs to cold-tolerant oxyphilic species, preferring a temperature range of 6–12 ˚C and a high oxygen content in the water (80–100 %) (The largest reservoir…, 2015). It is possible that during these studies, the crustacean *M. affinis* migrated to find more favourable environmental conditions.

4. Conclusions

For the first time, a study on the state of the aquatic ecosystem of the Kizhi skerries area of Lake Onego, based on hydrochemical and hydrobiological observations during the ice cover period was conducted. It was found that the water in the Kizhi skerries is characterized by low mineralization and low organic matter concentration. In winter, the average concentration of total phosphorus in water was 7 μg/l, which corresponds to an oligotrophic type. The concentration of iron, manganese and pollutants (oils and synthetic surface-active substances) did not exceed MPC. Thus, water in this part of the Onego Lake is of good quality.

Based on bacterioplankton, phytoplankton, and chlorophyll concentrations, the water quality of the Kizhi skerries in winter corresponds to clean waters. In general, unfavourable conditions in winter (low temperature, lack of light, nutrients and food) form a small

plankton community (bacteria, phytoplankton, zooplankton), which characterises the studied areas of the Kizhi skerries as oligotrophic. However, analysis of the macrozoobenthos communities at deeper stations (Z3 and Z5) allowed us to attribute this basin to β-mesotrophic. The glacial relict *M. affinis* was not found in the macrozoobenthos community.

Acknowledgements

The research was supported by the grant of the Russian Science Foundation № 23-17-20018, https://rscf.ru/project/23-17-20018/, the authorities of the Republic of Karelia and Venture Capital Fund of the Republic of Karelia (VCF RK).

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

Alekin O.A., Semenov A.D., Skopintsev B.A. 1973. Guide to the chemical analysis of land waters. Leningrad: Gidrometeoizdat. (In Russian)

Alekseev V.A., Tsalolikhin S.Ya. 2010. Determinator of zooplankton and zoobenthos of fresh waters of European Russia. Vol. 1 Zooplankton. Moscow- Saint-Petersburg: Tovarishhestvo nauchny`x izdanij KMK Publ. (In Russian)

Alekseev V.A., Tsalolikhin S.Ya. 2016. Determinator of zooplankton and zoobenthos of fresh waters of European Russia. Vol. 2. Zoobenthos. Moscow- Saint-Petersburg: Tovarishhestvo nauchny`x izdanij KMK Publ. (In Russian)

Benson B.J., Magnuson J.J., Jensen O.P. et al. 2012. Extreme events, trends, and variability in Northern Hemisphere lake-ice phenology (1855–2005). Climatic Change 112: 299–323.

Bulletin of Environmental Research for 2004. 2005. In: Protasov Yu.G., Martyanov R.S. (ed.), Petrozavodsk: Kizhi Museum-Reserve. (In Russian)

Bulletin of Environmental Research for 2012. 2013. In: Martyanov R.S., Ieshko E.P. (ed.), Petrozavodsk: Kizhi Museum-Reserve. (In Russian)

Determination of photosynthetic pigments in sea waters. 1966. Report of SCOR/UNESCO Working Group 17. France: UNESCO.

Efremova T.V., Palshin N.I. 2017. Ice phenology and thermal structure of lakes in northwestern Russia during the ice cover period (based on long-term observations). In: Lakes of Eurasia: problems and solutions: proceedings of the 1st International Conference. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, pp. 222–228. (In Russian)

Fedorov V.D. 1979. On methods for studying phytoplankton and its activity. Moscow: Nauka. (In Russian)

Filatov N., Baklagin V., Efremova T. et al. 2019. Climate change impacts on the watersheds of Lakes Onego and Ladoga from remote sensing and in situ data. Inland Waters 9: 130–141. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533355

Filatov N.N., Rukhovets L.A., Nazarova L.E. et al. 2014. The impact of climate change on the ecosystems of lakes in the north of European Russia. Scientific Notes of the Russian State Hydrometeorological University 34: 48–55.

Fomina Yu.Yu., Syarki M.T. 2022. Life cycle of the copepod Limnocalanus macrurus Sars 1863 (Copepoda, Calaniformes, Centropagidae) in Lake Onego. Zoological Journal 1 (101): 3–13.

Fomina Yu.Yu., Sidorova A.I. 2024. Spring zooplankton and zoobenthos in the area of Kizhi Island in Lake Onego. In: 13th Congress of the Hydrobiological Society of the Russian Academy of Sciences, dedicated to the 300th anniversary of the Russian Academy of Sciences, the Decade of Science and Technology in Russia, and the 5th anniversary of the Arkhangelsk Branch of the Hydrobiological Society of the Russian Academy of Sciences. Arkhangelsk: KIRA, pp. 168–169. (In Russian)

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management 17: 100619. DOI: 10.1016/j.enmm.2021.100619

GOST 17.1.04.02.90. 2001. Water. Method for spectrophotometric determination of chlorophyll '*a*'. State control of water quality. Moscow: Standards Publishing House. (In Russian)

Hampton S.E., Moore M.V., Ozersky T. et al. 2015. Heating up a cold subject: prospects for under-ice research in lakes. Journal of Plankton Research 37: 277–284.

Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. et al. (Ed.). Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC.

Identification Guide to Freshwater Algae of the USSR. 1951–1986. Moscow, Leningrad: Academy of Sciences of the USSR, pp. 1–14. (In Russian)

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c, and c 2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen 167: 191–194.

Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Efremova T.V. 2021. The reaction of the Onego Lake ecosystem in the spring-summer period to the abnormally high air temperature of the winter of 2019/2020. Proceedings of the Russian Academy of Sciences. Geographical Series 6 (85): 888–899.

Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Kopylov A.I., Kosolapov D.B. 2007. Microbiological indicators of eutrophication in freshwater bodies. In: Bioindication in monitoring freshwater ecosystems: proceedings of the International Conference. Saint Petersburg. Saint Petersburg: LEMA, pp. 176–181. (in Russian)

Krambeck C., Krambeck H.J.R., Overbeck J.R. 1981. Microcomputer-assisted biomass determination of plankton bacteria on scanning electron micrographs. Applied and Environmental Microbiology 42(1): 142–149. DOI: 10.1128/aem.42.1.142-149.1981

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (1). Bacillariophyceae: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (2). Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (3). Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (4). Bacillariophyceae: Achnanthaceae, Kritische Erganzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Kulikova T.P., Kustovlyankina H.B., Syarki M.T. 1997. Zooplankton as a component of the Onego Lake ecosystem. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Kuzmin G.V. 1975. Phytoplankton. In: Mordukhai-Boltovskaya F.D. (ed.), Methods of studying biogeocenoses of inland water bodies. Moscow: Nauka, pp. 73–84. (in Russian)

Kuzmin G.V. 1984. Tables for calculating algae biomass. Magadan: Publishing House of the Far Eastern Scientific Centre of the USSR Academy of Sciences. (in Russian)

Kuznetsov S.I., Dubinina G.A. 1989. Methods of studying aquatic microorganisms. Moscow: Nauka. (in Russian)

Lake Onego. Atlas. 2010. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Lakes of Karelia. 2013. Reference book. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters in the humid zone based on their acid-base equilibrium. Water Resources 6 (40): 583–593. DOI: 10.7868/S0321059613060072

Lozovik P.A., Efremenko N.A. 2017. Analytical, kinetic and computational methods in hydrochemical practice. Saint Petersburg: Nestor-Istoriya. (in Russian)

Makarova E.M. 2025. Assessment of water quality in the area of Kizhi Museum-Reserve (Lake Onego) by bacterioplankton indicators in summer of 2023. Limnology and Freshwater Biology 1: 52–67. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-52

Matvienko A.M. 1954. Golden algae. Identification guide to freshwater algae of the USSR. Moscow: Soviet Science. (in Russian)

Methods of hydrobiological research of inland waters. 2024. Yaroslavl: Filigran. (in Russian)

Oksiyuk O.P., Zhukinsky V.N., Braginsky L.P. et al. 1993. Integrated ecological classification of surface water quality on land. Gidrobiologicheskij zhurnal [Hydrobiological Journal] 29(4): 62–76. (In Russian)

Potayenko Yu.S. 1979. Abundance, biomass, and production of bacterioplankton. Experimental and field studies of the biological basis of lake productivity. Leningrad: Nauka, pp. 80–102. (In Russian)

Sabylina A.V., Ryzhakov A.V. 2018. Hydrochemical characteristics of the littoral zone of Lake Onego. Water Resources 2 (45): 179–187. DOI: 10.7868/S0321059618020074

Smirnova V.S. 2025. Trophic state of the Kizhi skerries area of Lake Onego and water quality assessment based on summer phytoplankton indicators. Limnology and Freshwater Biology 1: 30–51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

Syrki M.T., Fomina Yu.Yu. 2017. Zooplankton of Petrozavodsk Bay, Lake Onego, during the ice period. Scientific Notes of Petrozavodsk State University [Scientific notes of Petrozavodsk State University] 6 (167): 90–95. (In Russian)

The largest reservoir lakes in the north-west of European Russia: current status and ecosystem changes under climatic and anthropogenic influences. 2015. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences.

Tikkanen T. 1986. Kasviplanktonopas. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki: Forssa.

Vislyanskaya I.G., Kulikova T.P., Polyakova T.N. et al. 1999. Current state of hydrobiocenoses of the Kizhiskerries area of Lake Onego. Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. Series B. “Biogeography of Karelia”. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS 1: 113–120. (In Russian)

Water quality standards of water bodies of fishery significance, including standards of maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fisheries significance. 2016. Order No. 552 of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation. (in Russian)

Оригинальная статья

Состояние водной экосистемы по гидрохимическим и гидробиологическим показателям района Кижские шхеры Онежского озера в подледный период

Сидорова А.И.[1]*, Зобкова М.В.[1], Фомина Ю.Ю.[1,2], Сластина Ю.Л.[1], Макарова Е.М.[1], Сидоров С.М.[1,3]

[1] *Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, г. Петрозаводск, пр. Александра Невского, 50, Республика Карелия, 185030, Россия*
[2] *Карельский филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО», г. Петрозаводск, ул. Анохина, дом 29А, помещение 6-Н, Республика Карелия, 185035, Россия*
[3] *Петрозаводский государственный университет, г. Петрозаводск, пр. Ленина, 33, Республика Карелия, 185910, Россия*

АННОТАЦИЯ. Впервые в подледный период проведены комплексные исследования по гидрохимическим и гидробиологическим показателям в районе о. Кижи Онежского озера. В зимний период концентрация общего фосфора составляла в среднем 7 мкг/л, что соответствует олиготрофным типам вод. Содержание железа, марганца и загрязняющих веществ (нефтепродукты и СПАВ) не превышало ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Полученные результаты обработки данных гидрохимических показателей свидетельствуют о хорошем качестве воды в Кижских шхерах. По уровню развития гидробиологических показателей (бактерио-, фито-, зоопланктона и макрозообентоса) состояние района исследования характеризуется как олиготрофное с элементами β-мезотрофии.

Ключевые слова: химические показатели, бактериопланктон, хлорофилл *a*, фитопланктон, зоопланктон, макрозообентос

Для цитирования: Сидорова А.И., Зобкова М.В., Фомина Ю.Ю., Сластина Ю.Л., Макарова Е.М., Сидоров С.М. Состояние водной экосистемы по гидрохимическим и гидробиологическим показателям района Кижские шхеры Онежского озера в подледный период // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 515-529. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-515

1. Введение

Озера в Северном полушарии в последние десятилетия имеют общие тенденции к более позднему замерзанию (на 1.6 дня за 10 лет) и раннему разрушению ледяного покрова (1.9 дня за 10 лет), а также сокращению продолжительности ледостава на 4.3 дня за десятилетие (Benson et al., 2012). Так, в Ладожском озере наблюдается тенденция установления ледяного покрова позже на 1–6 дней, а вскрытия – на 14 дней раньше. В Онежском озере продолжительность ледового покрова за 60-летний период наблюдения (1955–2015 гг.) уменьшилась на 50 дней. Также отмечены тренды на сокращение ледоставного периода для водоемов республики Карелия: Сегозеро, Топозеро, Выгозеро, Сямозеро, Водлозеро, Ругозеро, Тулмозеро (Филатов и др., 2014; Ефремова и Пальшин, 2017; Filatov et al., 2019). Такие изменения термического режима озера могут вызвать сдвиги важных фенологических процессов, таких как весенняя сукцессия планктона, а также привести к изменениям в трофической сети и потоках углерода в экосистеме (Калинкина и др., 2021; Hampton et al., 2015). Для отслеживания изменений больших озер важной задачей является проведение междисциплинарных исследований зимнего состояния экосистемы.

Онежское озеро расположено в зоне Европейского севера России и является вторым по величине пресноводным озером Европы. В естественном состоянии площадь зеркала составляет 9720 км^2, из которых 250 км^2 приходится на 1500 островов. Онежское озеро относится к крупным холодноводным водоемам умеренной зоны. Озеро покрыто льдом с декабря (иногда с января) до середины мая – в течение 120–164 дней (Онежское озеро..., 2010).

К настоящему времени гидрохимические и гидробиологические показатели (бактериопланктон, фитопланктон, зоопланктон, макрозообентос)

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: bolt-nastya@yandex.ru (А.И. Сидорова)

Поступила: 14 июня 2025; ***Принята:*** 31 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

в районе Кижских шхер Онежского озера в вегетационный период достаточно подробно изучены (Вислянская и др., 1999; Фомина и Сидорова, 2024; Galakhina et al., 2022; Makarova, 2025; Smirnova, 2025 и др.), однако в зимний период исследований ранее не проводилось. Кроме того, подледное состояние водных сообществ является неотъемлемой частью годового цикла, особенно важное значение зимний период имеет для видов, которые размножаются подо льдом, для таких, как гляциально-морской реликт *Limnocalanu smacrurus* Sars, 1863 и гляциальный реликт *Monoporea affinis* (Lindström, 1855).

Цель работы – изучить состояние экосистемы в районе Кижских шхер Онежского озера в зимний период.

2. Материалы и методы исследования

2.1. Отбор проб

Кижский архипелаг расположен в северной части Онежского озера и состоит из множества островов, наиболее известным из которых является остров Кижи. Данный район озера отличается небольшими глубинами (до 10 м), хорошим прогревом воды, сравнительно замедленным водообменом, а также интенсивным судоходством в результате туристической деятельности.

Пробы воды были отобраны в феврале 2025 г. на 10 станциях в районе о. Кижи (Рис. 1). В зимний период, в условиях замедленного водообмена, в придонном слое воды, может происходить накопление загрязняющих веществ. Исходя из этого, на станциях Z1, Z2, Z3, Z4, Z5 и ZOT с глубинами 5.0–9.8 м отбор проб воды осуществляли как с поверхностного, так и с придонного горизонтов, а на мелководных станциях ZW1, ZW3, ZW4, ZW5, где глубины не превышали 2.5 м, – только с поверхностного. Ряд точек отбора был выбран из расчета их близкого расположения к потенциальным источникам антропогенной нагрузки. Так, станции ZW1, ZW3, ZW4, ZW5 находятся неподалеку от мест сброса очищенных сточных вод из локальных очистных сооружений, а станции Z2, Z4 и ZOT – в зоне интенсивного судоходства. Мониторинговые станции представлены серым илом в шхерном районе водоема. Отбор проб бактерио- и фитопланктона осуществлялись с помощью батометра Рутнера, отбор зоопланктона производили с помощью сети Джеди (диаметр 18.5 см; диаметр пор 100 мкм). Количественные пробы бентоса отбирали дночерпателем автоматическим коробчатым (площадью 0.025 м^2) на каждой станции по две пробы, промывали через сито №23 и фиксировали 4% формалином. На каждой станции с помощью датчика CastAway-CTD велось измерение температуры воды, которая изменялась от 0 до 2.5 ˚С (Рис. 2).

2.2. Гидрохимические показатели

В пробах воды велось определение компонентов ионного состава (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-), содержания органического вещества (органического углерода ($C_{орг}$), химическое потребление кислорода (ХПК), перманганатная окисляемость (ПО), цветность, биохимическое потребление кислорода за 5 суток ($БПК_5$), биогенных (общего фосфора ($P_{общ}$), минерального фосфора ($P_{мин}$), азота общего ($N_{общ}$), органического ($N_{орг}$) и его минеральных форм (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-)) и литофильных ($Fe_{общ}$, Mn, Si) элементов, газового состава (CO_2, O_2), загрязняющих веществ – нефтепродуктов, синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ), а также взвешенного вещества, величин электропроводности (æ) и pH воды. Анализ химического состава воды осуществляли по стандартным методикам (Лозовик и Ефременко, 2017).

2.3. Методы микробиологического анализа

Общую численность бактерий, их биомассу и средние объемы клеток определяли в 5 подледных пробах поверхностного горизонта.

Общую численность бактерий определяли методом прямого счета на черных поликарбонатных трековых мембранах Whatman ($D_{пор}$ = 0.2 мкм) на люминесцентном микроскопе МИКМЕД-2 (увеличение ×1600) с предварительным окрашиванием клеток акридиновым оранжевым (Handbook…, 1993). Размеры клеток измеряли при помощи компьютерной программы MultiMedia Catalog (MMC), обладающей возможностью калибровки шкалы. Средний объем клеток вычисляли как объем подходящих им по форме стереометрических фигур (Krambeck et al., 1981; Кузнецов и Дубинина, 1989). Биомассу бактерий рассчитывали как произведение среднего объема бактериальных клеток и общей численности бактерий (Кузнецов и Дубинина, 1989).

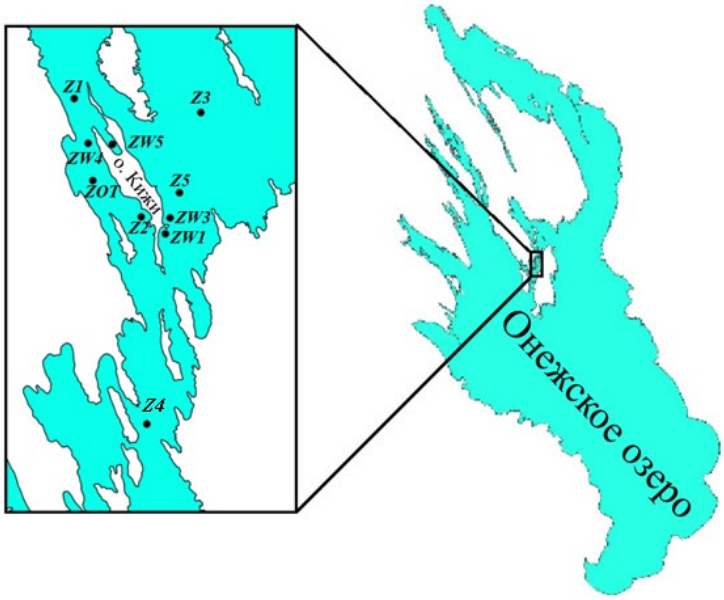


Рис.1. Карта-схема станций отбора проб в подледный период 2025 года.

Класс качества воды оценивали согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши по показателям общей численности бактерий (Оксиюк и др., 1993). Для определения трофического статуса воды Кижских шхер по общей численности бактерий, их среднему объему и биомассе использовали классификацию (Копылов и Косолапов, 2007).

2.4. Определение хлорофилла a и фитопланктона

Определение пигментов проводили в смешанном 90% ацетоновом экстракте стандартным спектрофотометрическим методом, изложенным в руководствах ЮНЕСКО (Determination..., 1966) и принятым в России в качестве Госстандарта (ГОСТ, 2001). Предварительно была произведена концентрация проб воды, объемом до 1 литра, вакуумным насосом методом прямой фильтрации на мембранные фильтры Владипор МФАС-ОС-3 с диаметром пор 0.8 мкм. Оптическая плотность экстрактов измерялась на спектрофотометре «Super Aquarius Cecil CE 9500 series 9000». Концентрацию хлорофилла *a* (Хл *a*) рассчитывали по уравнениям, приведенным в руководстве ЮНЕСКО (Determination..., 1966) и модифицированными Джефри и Хамфри (Jeffrey and Humphrey, 1975).

Пробы воды объемом 500 мл фиксировали 10 мл 40%-ого формалина, затем концентрировали на мембранных фильтрах (диаметр пор 0.8 мкм) до объема 5 мл (Кузьмин, 1975; Федоров, 1979; Методы..., 2024). Камеральная обработка фитопланктона, проводившаяся в камере Нажотта объемом 0.01 мл с помощью микроскопа Микмед-6 с иммерсионным объективом при увеличениях от 400 до 1000 раз, включала подсчет численности и индивидуальных объемов клеток водорослей. Биомасса вычислялась счетно-объемным методом из расчетов по формулам объема сходных геометрических фигур (Кузьмин, 1984; Tikkanen, 1986). Таксономическую идентификацию фитопланктона проводили по определителям (Определитель пресноводных…, 1951–1986; Krammer and Lange-Bertalot, 1986; 1988; 1991a; b; Матвиенко, 1954; Tikkanen, 1986). К категории доминирующих видов относили виды с численностью и/или биомассой более 10%. Было рассчитано удельное богатство (n) – число таксонов рангом ниже рода в единице объема воды (в пробе).

Оценка трофического статуса исследованного района Онежского озера по содержанию Хл *a* и уровню биомассы фитопланктона была проведена по классификации, предложенной С.П. Китаевым (2007), зону сапробности воды определяли по (Оксиюк и др., 1993).

2.5. Определение зоопланктона

Учет Copepoda производился по размерно-возрастным группам: младшие копеподиты (1–3 стадии), старшие копеподиты (4–5 стадии), и по соотношению полов: самцы, самки, самки с яйцами.

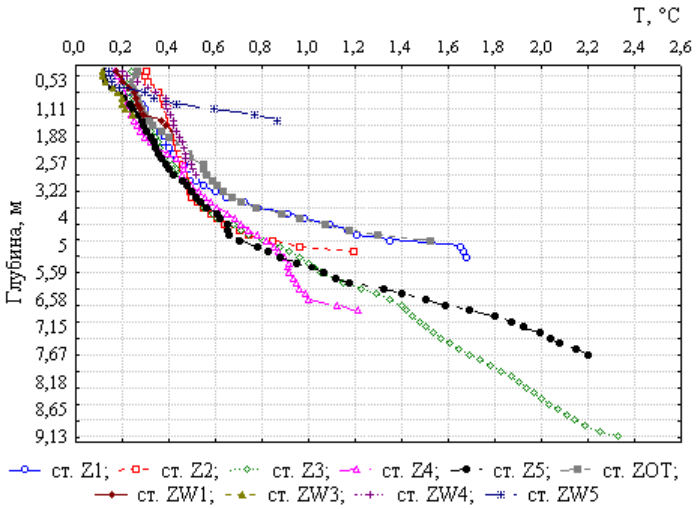


Рис.2. Температура воды на исследуемых станциях (Z1–Z5, ZOT, ZW1, ZW3–ZW5) в районе Кижских шхер Онежского озера в подледный период 2025 года.

Науплиусы каляноид и циклопоид, кроме *L. macrurus*, не идентифицированные до вида, объединялись в две группы и делились по размерам (мелкие, средние и крупные). Применялась стандартная методика для сетного отбора и камеральной обработки проб (Методы…, 2024). Идентификация зоопланктона осуществлялась по (Алексеев и Цалолихин, 2010).

2.6. Определение макрозообентоса

Камеральная обработка включала разбор проб, согласно стандартным методикам сбора и первичной обработки материала (Методы…, 2024). Выбор организмов из грунта проводился с использованием микроскопа стереоскопического МСП-2 вариант 2 в модифицированной камере Богорова, специально изготовленной для разборки бентосных проб под микроскопом. Взвешивание организмов поводили в сыром виде с точностью 0.0001 г. Разобранный и взвешенный материал фиксировался 70% этанолом. Таксономическая идентификация проводилась с использованием определителя (Алексеев и Цалолихин, 2016).

2.7. Статистический анализ

Выявление различий в содержании химических показателей между отдельными станциями Кижских шхер осуществляли с помощью независимого теста ANOVA с пороговым критерием статистической значимости (p), равным 0.01. При этом для статистической обработки данных использовалось свободно распространяемое ПО Sofastatistics 1.4.6 (http://www.sofastatistics.com). Для сравнения выборок гидробиологических показателей применяли непараметрический анализ Манна – Уитни. Статистическая обработка гидробиологических данных осуществлялась в лицензированном пакете Statictica Advanced 10 for Windows Ru.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Гидрохимические показатели

По всем рассмотренным гидрохимическим показателям не было выявлено статистически значимой разницы между исследуемыми станциями (тест ANOVA, $p > 0.01$). Кроме того, разницы в содержании гидрохимических показателей в поверхностном и придонном слоях воды также зафиксировано не было, что указывает на отсутствие накопления загрязняющих веществ в придонном горизонте и, как следствие, может свидетельствовать об отсутствии антропогенной нагрузки в данном районе озера в зимний период. Таким образом, поскольку значения всех показателей были близки на всех станциях и глубинах, то при дальнейшем описании полученных результатов приводятся их средние значения с указанием стандартного отклонения.

В целом вода в Онежском озере является слабо минерализованной. В Кижских шхерах сумма ионов составляла в среднем 39.5 ± 0.7 мг/л, а ионный состав, выраженный в %-экв., был следующим:

$$\frac{Ca^{2+}(50)Mg^{2+}(31)Na^{+}(16)K^{+}(2.8)}{HCO_3^{-}(62)A_{org}(14.0)SO_4^{2-}(14)Cl^{-}(7.4)NO_3^{-}(1.9)}.$$

Согласно классификации О.А. Алекина (1973) воды относились к гидрокарбонатному классу, группе Са, по щелочности и pH (Лозовик, 2013) они характеризовались как среднещелочностные нейтральные слабощелочные. Содержание кислорода варьировало в пределах 10.4–13.5 мг/л, углекислого газа – 2.4–7.5 мг/л. Насыщение воды кислородом было достаточно высоким и составляло 71–92%.

Содержание общего и минерального фосфора было низким (в среднем 7 ± 1 и 1 ± 1 мкг/л соответственно), что согласно геохимической классификации (Лозовик, 2013) соответствовало олиготрофному типу вод. Однако стоит отметить, что в вегетационный период в Кижских шхерах содержание $P_{общ}$ выше (Бюллетень…, 2005; 2013; Galakhina et al., 2022), что, по-видимому, связано с ростом вклада взвешенной формы фосфора в его общее содержание за счет постоянного взмучивания донных осадков от интенсивной транспортной нагрузки. Это подтверждается повышенным содержанием взвешенных веществ в период открытой воды 2.1 ± 1.0 мг/л (Galakhina et al., 2022). Зимой, по результатам текущего исследования, их концентрация составляла в среднем 0.3 ± 0.4 мг/л.

В период ледостава концентрация общего азота составляла в среднем 0.37 ± 0.02 мг/л, а нитратов – 0.16 ± 0.02 мг/л, что значительно выше, чем в другие сезоны (Рис. 3). Это является закономерным, поскольку в вегетационный период в результате активного потребления NO_3^- фитопланктоном и бактериями их концентрация в Онежском озере постепенно снижается от весны к осени (Сабылина и Рыжаков, 2018). Стоит отметить, что в составе общего азота превалирует его органическая форма (Рис. 3), что в целом характерно для водных объектов Карелии. Содержание кремния в воде составляло в среднем 0.67 ± 0.13 мг/л. в

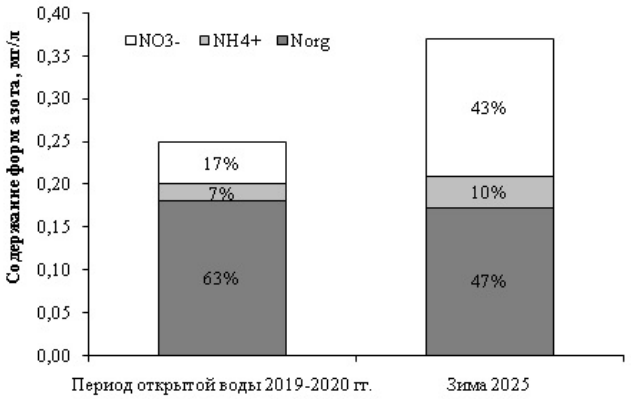


Рис.3. Распределение форм азота в воде Кижских шхер Онежского озера.

период открытой воды 2019–2020 гг. (Galakhina et al., 2022) и зимой 2025 г.

Содержание органического вещества в воде Кижских шхер было низким и слабо отличалось на различных станциях, что подтверждается как прямым определением $C_{орг}$ (в среднем 6.5 ± 0.2 мг/л), так и по косвенным показателям (цветность – 33 ± 3 град., ХПК – 18.4 ± 0.9 мгО/л, ПО – 6.7 ± 0.6 мгО/л). Исходя из этого, воды исследуемого района озера согласно геохимической классификации (Лозовик, 2013) относились к олигогумусным. Значения $БПК_5$ варьировали в пределах 0.10–0.61 мг O_2/л, что характерно для зимнего периода в условиях практически полного отсутствия продуцирования легкоокисляемого органического вещества. Это также свидетельствует об отсутствии антропогенной нагрузки в данном районе озера.

Концентрации железа и марганца в воде Кижских шхер зимой составляли в среднем 0.07 ± 0.02 и 0.01 ± 0.005 мг/л соответственно, что не превышало ПДК для рыбохозяйственных водоемов (Нормативы качества..., 2016). Повышенные концентрации этих металлов встречаются в период открытой воды и, как и в случае с фосфором, это может быть обусловлено взвешенной их формой за счет взмучивания донных осадков, вызванных интенсивным судоходством в этом районе озера. Содержание нефтепродуктов и СПАВ также не превышало ПДК, в среднем на них приходилось 0.04 ± 0.03 и 0.01 ± 0.01 мг/л соответственно. В случае нефтепродуктов это связано с отсутствием транспортной нагрузки в период ледостава.

3.2. Бактериопланктон

Бактериопланктон распределен равномерно в подледном слое воды Кижских шхер. Общая численность бактерий, их биомасса и средние объемы клеток характеризуются небольшими величинами (Таблица 1).

Отмечено, что в подледный период средние объемы клеток и общая численность бактерий были вдвое меньше, а биомасса бактерий – в 4 раза меньше, чем в летний период (Makarova, 2025). Непараметрический анализ с применением U–критерия Манна – Уитни показал статистически зна-

чимые ($p < 0.05$) различия между летними и зимними показателями общей численности бактерий, бактериальной биомассы и среднего объема клеток. Это связано, главным образом, с ограничением поступления органических веществ с прибрежных территорий. Известно, что объем клеток, а следовательно, и биомасса, зависят от наличия органических веществ и биогенных элементов (Потаенко, 1979), которые в зимний период снижают свою концентрацию. Также ряд факторов, таких как низкие температуры воды, слабое перемешивание водных масс и отсутствие прямого влияния антропогенного фактора, ограничивают развитие бактерий в зимний период.

Класс качества воды Кижских шхер в подледном горизонте соответствует чистым водам. Согласно (Копылов и Косолапов, 2007) участок акватории возле о. Кижи по средним значениям объема клеток, их биомассе и численности характеризуется как олиготрофный.

3.3. Хлорофилл *a* и фитопланктон

Результаты исследования показали, что в феврале 2025 г. содержание Хл *a* в подледной воде района Кижских шхер Онежского озера изменялось от 0.85 до 0.33 мкг/л в поверхностном горизонте и от 0.42 до 0.19 мкг/л в придонном. Наибольшее значение обнаружено на станции Z1, а наименьшее на станции ZW1. На всех станциях наблюдения, где отбор проб производился на нескольких горизонтах, наблюдалось уменьшение концентрации пигмента от поверхности ко дну. Непараметрический анализ с применением U–критерия Манна – Уитни показал статистически значимые ($p < 0.05$) различия между показателями подледного (поверхностного) и придонного горизонтов. На основании сопоставления данных по Хл *a* и фитопланктону такая разница между горизонтами может быть обусловлена началом вегетации фитопланктона. Среднее значение Хл *a* в подледный период составило 0.49 ± 0.21 мкг/л, что значительно ниже чем полученные значения в периоды активной вегетации фитопланктона – в среднем 2.7 мкг/л с 1965 по 2008 гг. (Озера Карелии, 2013).

В зимний период 2025 г. в воде подо льдом было обнаружено 36 видов и внутривидовых таксонов водорослей из 6 систематических групп. По численности и биомассе в основном преобладали диатомовые, преимущественно *Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim., но на некоторых пунктах наблюдения отмечено развитие цианобактерий и динофитовых. На станции Z2 возле причала водного транспорта по численности доминировали цианобактерии *Aphanocapsa elachista* var. Elachista W. Et G. S. West. На станции Z4 доля цианобактерий *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. составила 90% численности, но основной вклад в формирование биомассы (83%) принадлежит динофитовым *Parvodinium inconspicuum* (Lemm.) Carty. и *Ceratium hirundinella* (Müll.) Duj. На всех станциях наблюдения, несмотря на интенсивную вегетацию доминанта олиготрофного периода A*ulacoseira islandica,* отмечено развитие цианобактерий (*Anathece minutissima* Kom., Kašt. & Jezber. (2011)*, Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Aphanizomenon flos-aquae* (Linne) Ralfs), а также хлорококковых водорослей. Значения численности и биомассы подледного фитопланктона находились в пределах от 172 до 1272 тыс. кл/л и от 0.12 до 0.54 мг/л соответственно. Несмотря на изменение структуры фитоценоза в сравнении с более ранними наблюдениями (Вислянская и др., 1999; Озера Карелии, 2013; Smirnova, 2025), по уровню развития фитопланктона и концентрации Хл *a* в зимний период исследований вода изучаемого района Онежского озера имеет олиготрофный статус (Китаев, 2007), качество воды соответствует чистым водам (Оксиюк и др., 1993).

Таблица 1. Пространственное распределение показателей общей численности бактерий (ОЧБ), бактериальной биомассы (ББ) и среднего объема клеток (Vcp) в подледном слое воды Кижских шхер Онежского озера

Станции	ОЧБ, млн кл. /мл	$V_{ср}$, мкм^3	ББ, мг/л
Z1	1.59	0.05	0.061
Z2	1.4	0.046	0.09
Z3	1.21	0.054	0.088
Z4	1.3	0.044	0.103
Z5	1.49	0.044	0.071

3.4. Зоопланктон

Зимой основу зоопланктона составляли *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Asplanchn apriodonta* Gosse, 1850, виды родов *Conochilus*, *Synchaeta*. Ветвистоусые рачки встречались единично – *Daphnia (D.) cristata* (Sars, 1862) и *Bosmina longispina* Leydig, 1860. Также были отмечены старшие копеподиты *Thermocyclops oithonoides* (Sars 1863) в диапаузе в придонных слоях. Взрослые особи гляциально-морского реликта *Limnocalanus macrurus* Sars, 1863 не обнаружены, отмечены только науплиусы рачка, численность которых достигала 150 экз./м^3. Ранее было показано, что в Онежском озере *L. macrurus* встречается круглогодично, зимой размножается и является одним из основных видов планктона. Подо льдом науплиусы сосредоточены в слое 0–10 м, взрослые рачки концентрируются в слое ниже 15 м (Фомина и Сярки, 2022). Вероятно, скопления взрослых особей *L. macrurus* располагаются в более глубоких частях района Кижские шхеры.

В подледном зоопланктоне района Кижских шхер преобладали коловратки, что не характерно для зимнего сообщества Онежского озера, обычно состоящего из каланоид и -циклопоид (Куликова и др., 1997; Сярки и Фомина, 2017). Увеличение количества коловраток связано с небольшими глубинами в районе исследования. Так, на мелководных станциях доля веслоногих рачков составляла в среднем 13% по численности и 21% по биомассе,

на более глубокой станции (глубина 9 м) – 21% и 44% соответственно. Например, на Петрозаводской губе (глубина 30 м) численность веслоногих рачков составляла 91%, биомасса – 98% (Сярки и Фомина, 2017).

В связи с неблагоприятными условиями для жизни планктона в зимний период (низкая температура (Рис. 2), отсутствие света и корма) количество зоопланктона крайне малочисленно. Численность варьировала от 0.16 до 1.62 тыс. экз./м^3, а биомасса – от 0.001 до 0.012 г/м^3. Согласно классификации С.П. Китаева (2007) по показателям биомассы зоопланктона, уровень трофии района исследования соответствует ультраолиготрофному.

3.5. Макрозообентос

Результаты исследования показали, что макрозообентос достаточно разнообразен и представлен основными группами донных беспозвоночных. В составе идентифицировано 5 групп различного таксономического ранга, основу которых составляют формы, широко распространенные как в прибрежном мелководье озера в целом, так и в большинстве водоемов Северо-Запада. Наиболее распространенными и многочисленными группами в течение периода исследования являлись личинки хирономид Chironomidae (100% встречаемости), малощетинковые черви Oligochaeta (80% встречаемости) и личинки амфибиотических насекомых – поденки Ephemeroptera (100% встречаемости) и водяные клещи Hydracarina (50% встречаемости). В менее чем в половине проб были обнаружены двустворчатые моллюски Bivalvia (30% встречаемости). Численность макрозообентоса варьировала от 0.04 до 3.62 тыс. экз./м^2 и биомасса от 0.2 до 6.1 г/м^2. Максимальная биомасса отмечена на станции Z5 и Z3, в основном за счет крупных эврибионтных экземпляров личинок хирономид *Chironomus plumosus*. По классификации С.П. Китаева (2007) на основе биомассы бентоса, состояние района исследования характеризуется от α-олиготрофного до β-мезотрофного. Важно отметить, что ракообразные Amphipoda не были обнаружены. Бокоплавы способны к миграциям, гляциальный реликт *Monoporea affinis* (Lindström 1855) относится к холодолюбивым оксифильным видам, оптимумом для которых являются температура 6–12 ˚С и высокое содержание кислорода в воде (80–100 %) (Крупнейшие..., 2015). Вероятно, во время данных исследований рачок *M. affinis* мигрировал в оптимальные условия существования.

4. Выводы

Впервые проведено исследование состояния водной экосистемы района Кижских шхер Онежского озера по гидрохимическим и гидробиологическим показателям в подледный период. В результате установлено, что вода в шхерах характеризуется низкой минерализацией и невысоким содержанием органических веществ. В зимний период концентрация фосфора общего составляла в среднем 7 мкг/л, что соответствует олиготрофным типам вод. Содержание железа, марганца и загрязняющих веществ (нефтепродукты и СПАВ) не превышало ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Таким образом, полученные данные свидетельствуют о хорошем качестве воды в исследованном районе Онежского озера.

По показателям бактерио- и фитопланктона и содержанию хлорофилла *a* качество воды Кижских шхер в зимний период соответствует чистым водам. В целом, неблагоприятные условия в зимний период (низкая температура, отсутствие света, питательных веществ и корма) формируют малочисленное планктонное сообщество (бактерио-, фито-, зоопланктона), что характеризует исследуемый участках района Кижских шхер как олиготрофный. Однако сообщества макрозообентоса на более глубоких станциях Z3 и Z5 свидетельствуют о β-мезотрофии. В сообществе макрозообентоса гляциальный реликт *Monoporea affinis* обнаружен не был.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-17-20018, https://rscf.ru/project/23-17-20018/, проводимого совместно с органами власти Республики Карелия с финансированием из Фонда венчурных инвестиций Республики Карелия (ФВИ РК).

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. 1973. Руководство по химическому анализу вод суши. Ленинград: Гидрометеоиздат.

Алексеев В.А., Цалолихин С.Я. 2010. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.1. Зоопланктон. Москва– Санкт-Петербург: Товарищество научных изданий КМК.

Алексеев В.А., Цалолихин С.Я. 2016. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.2. Зообентос. Москва– Санкт-Петербург: Товарищество научных изданий КМК.

Бюллетень экологических исследований за 2004 г. 2005. В: Протасов Ю.Г., Мартьянов Р.С. (ред.). Петрозаводск: Музей-заповедник «Кижи».

Бюллетень экологических исследований за 2012 год. 2013. В: Мартьянов Р.С., Иешко Е.П. (ред.). Петрозаводск: Музей-заповедник «Кижи».

Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н. и др. 1999. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера. Труды КарНЦ РАН. Серия Б. «Биогеография Карелии» 1: 113–120.

ГОСТ 17.1.04.02.90. 2001. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «а». Государственный контроль качества воды. Москва: Изд-во стандартов.

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И. 2017. Ледовая фенология и термическая структура озер северо-запада России в

период ледостава (по данным многолетних наблюдений). В: Озера Евразии: проблемы и пути их решения: материалы 1-й Международной конференции. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 222–228.

Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Ефремова Т.В. и др. 2021. Реакция экосистемы Онежского озера в весенне-летний период на аномально высокую температуру воздуха зимы 2019/2020 годов. Известия Российской академии наук. Серия географическая 6 (85): 888–899.

Китаев С.П. 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Копылов А.И., Косолапов Д.Б. 2007. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоемов. В: Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: сборник трудов Междунар. конф. Санкт-Петербург. Санкт-Петербург: ЛЕМА, С. 176–181.

Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воз действиях. 2015. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. 1989. Методы изучения водных микроорганизмов. Москва: Наука.

Кузьмин Г.В. 1984. Таблицы для вычисления биомассы водорослей. Магадан: Изд-во ДВНЦ АН СССР.

Кузьмин Г.В. 1975. Фитопланктон. В: Ф.Д. Мордухай-Болтовской (ред.). Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. Москва: Наука, С. 73–84.

Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т. 1997. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Лозовик П.А. 2013. Геохимическая классификация поверхностных вод гумидной зоны на основе их кислотно-основного равновесия. Водные ресурсы 6(40): 583–593. DOI: 10.7868/S0321059613060072

Лозовик П.А., Ефременко Н.А. 2017. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. Санкт-Петербург: Нестор-История.

Матвиенко А.М. 1954. Золотистые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Москва: Советская наука.

Методы гидробиологических исследований внутренних вод. 2024. Ярославль: Филигрань.

Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. 2016. Приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации № 552.

Озера Карелии. Справочник. 2013. Петрозаводск: КарНЦРАН.

Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. Гидробиологический журнал 29(4): 62–76.

Онежское озеро. Атлас. 2010. Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Определитель пресноводных водорослей СССР. 1951–1986. Москва, Ленинград: АН СССР, Т. 1–14.

Потаенко Ю.С. 1979. Численность, биомасса и продукция бактериопланктона. Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Ленинград: Наука, С. 80–102.

Сабылина А.В., Рыжаков А.В. 2018. Гидрохимическая характеристика литоральной зоны Онежского озера. Водные ресурсы 2 (45): 179–187. DOI: 10.7868/S0321059618020074

Сярки М.Т., Фомина Ю.Ю. 2017. Зоопланктон Петрозаводской губы Онежского озера в подледный период. Ученые записки Петрозаводского государственного университета 6 (167): 90–95.

Федоров В.Д. 1979. О методах изучения фитопланктона и его активности. Москва: Наука.

Филатов Н.Н., Руховец Л.А., Назарова Л.Е. и др. 2014. Влияние изменения климата на экосистемы озер Севера Европейской территории России. Ученые записки российского государственного гидрометеорологического университета 34: 48–55.

Фомина Ю.Ю., Сидорова А.И. 2024. Весенний зоопланктон и зообентос в районе о. Кижи в Онежском озере. В: 13-й съезд Гидробиологического общества при Российской академии наук, посвященный 300-летию Российской академии наук, Десятилетию науки и технологий в России и 5-летию Архангельского отделения ГБО при РАН. Архангельск: КИРА, С. 168–169

Фомина Ю.Ю., Сярки М.Т. 2022. Жизненный цикл рачка *Limnocalanus macrurus* Sars 1863 (Copepoda, Calaniformes, Centropagidae) в Онежском озере. Зоологический журнал 1 (101): 3–13.

Benson B.J., Magnuson J.J., Jensen O.P. et al. 2012. Extreme events, trends, and variability in Northern Hemisphere lake-ice phenology (1855–2005). Climatic Change 112: 299–323.

Determination of photosynthetic pigments in sea waters. 1966. Report of SCOR/UNESCO Working Group 17. France: UNESCO.

Filatov N., Baklagin V., Efremova T. et al. 2019. Climate change impacts on the watersheds of Lakes Onego and Ladoga from remote sensing and in situ data. Inland Waters 9: 130–141. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533355

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management 17: 100619. DOI: 10.1016/j.enmm.2021.100619

Hampton S.E., Moore M.V., Ozersky T. et al. 2015. Heating up a cold subject: prospects for under-ice research in lakes. Journal of Plankton Research 37: 277–284.

Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. et al. (Ed.). Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC.

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c, and c 2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanzen 167: 191–194.

Krambeck C., Krambeck H.J.R., Overbeck J.R. 1981. Microcomputer-assisted biomass determination of plankton bacteria on scanning electron micrographs. Applied and Environmental Microbiology 42(1): 142–149. DOI: 10.1128/aem.42.1.142-149.1981

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (1). Bacillariophyceae: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (2). Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (3). Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (4). Bacillariophyceae: Achnanthaceae, Kritische Erganzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena, Germany. (In German)

Makarova E.M. 2025. Assessment of water quality in the area of Kizhi Museum-Reserve (Lake Onego) by bacterioplankton indicators in summer of 2023. Limnology and Freshwater Biology 1: 52–67. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-52

Smirnova V.S. 2025. Trophic state of the Kizhi skerries area of Lake Onego and water quality assessment based on summer phytoplankton indicators. Limnology and Freshwater Biology 1: 30–51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

Tikkanen T. 1986. Kasviplanktonopas. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki: Forssa.

Original Article

Water temperature and dissolved oxygen content in a small lake in Karelia over an annual cycle against the background of regional climate variability

Zdorovennova G.E.*, Zdorovennov R.E., Novikova Iu.S., Bogdanov S.R., Palshin N.I., Efremova T.V., Smirnov S.I.

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, Al. Nevsky Ave., 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. The article analyzes the results of water temperature and dissolved oxygen content measurements taken at a mooring in a small lake in southern Karelia from October 2022 to October 2024 and compares them with records from the previous 15-year period (2007-2022). The measurements were carried out using RBR Ltd. temperature and dissolved oxygen sensors at 14 depths with 1 min resolution over an annual cycle. The study aims to identify changes in the thermal, oxygen, and the mixing regimes of a small lake in southern Karelia under regional climatic variability. The fall and winter seasons of 2022/23 and 2023/24 were characterized by contrasting weather conditions – the former was warmer than the baseline and the latter was colder and snowier (precipitation in some months exceeded the baseline by 2-3 times). The open water period of 2024 was noticeably warmer than the baseline, and the precipitation amounts in individual months were 2-4 times lower than the baseline. During both cold seasons, anoxic conditions in the bottom layers of the lake lasted for about four months (from mid-January until ice breakup in early May), and during the open water periods of 2023 and 2024 their duration was about three weeks and 1.5 months, respectively. Stratification (the period with a more than 1 ˚C temperature difference in the water column) in 2024 lasted 119 days, which is 20-60 days more than in previous years of measurements. Due to the calm and warm weather in the summer and early fall, the lake mixing regime in 2024 was dimictic, while in previous years the polymictic regime prevailed (excluding 2022). The biological summer (the period with water temperature above 10 ˚C) lasted more than 140 days in 2023 and 2024. Based on the 2008-2024 data, we determined the relationship between the duration of the biological summer and the mean monthly air temperatures in May and September, with September temperatures making a greater contribution. The identified changes in the thermal, oxygen and mixing regimes may have an adverse effect on the lake ecosystem, necessitating continuing monitoring.

Keywords: Small lake, water temperature, dissolved oxygen, stratification, oxygen deficiency, mixing regime, biological summer, climate variability

For citation: Zdorovennova G.E., Zdorovennov R.E., Novikova Iu.S., Bogdanov S.R., Palshin N.I., Efremova T.V., Smirnov S.I. Water temperature and dissolved oxygen content in a small lake in Karelia over an annual cycle against the background of regional climate variability // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 530-553. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-530

1. Introduction

Climate variability causes changes in thermal, oxygen, ice and lake mixing regimes in many regions of the world. Specifically, an increase in the temperature of the surface layer of lakes, a reduction in the ice period duration, and a deterioration in oxygen conditions have been established (North et al., 2014; Zhang et al., 2015; Magee and Wu, 2017; Woolway and Merchant, 2019; Piccolroaz et al., 2020; Jane et al., 2021; Piccioni et al., 2021). In recent decades, global warming has caused a rise in summertime surface water temperatures in temperate zone lakes relative to long-term averages (O'Reilly et al., 2015; Pilla et al., 2020; Desgué-Itier et al., 2023). As a result, stratification of the water column in lakes increases (Piccioni et al., 2021; Råman Vinnå et al., 2021; Woolway et al., 2021), affecting multiple aspects of aquatic ecosystem functioning (North et al., 2014; Desgué-Itier et al., 2023). In particular, higher stability of the water column limits

*Corresponding author.
E-mail address: zdorovennova@gmail.com (G.E. Zdorovennova)

Received: July 16, 2025; ***Accepted:*** July 31, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

the vertical transport of substances through the water column and contributes to the deterioration of oxygen conditions (Robertson and Imberger, 1994; Gavrilenko et al., 2018; Jane et al., 2021). Modeling results demonstrate that the observed changes may gain pace in the next several decades (Kirillin, 2010; Shatwell et al., 2019). Changes in the duration of the annual thermal cycle stages and ice phenology can lead to a shift in the seasonal peaks of phyto- and zooplankton development and in fish spawning periods; deteriorating oxygen conditions may cause fish kills; water temperature rise can provoke mass algal blooms. All these changes pose a threat to aquatic ecosystems. Understanding how habitat conditions in lakes are changing due to climate variability is necessary for the conservation and wise use of water resources.

The Republic of Karelia is one of the most lake-rich regions of Russia (more than 60 000 lakes), so the protection and sustainable management of water resources is of high relevance. A manifestation of the regional climate change in southern Karelia is a consistent air temperature rise in all months of the year. According to the Petrozavodsk weather station, the average rate of air temperature increase in the period 1950–2020 was 0.04-0.05 ˚C/year in December-March and May, 0.03 ˚C/year in July, September and November, 0.02 ˚C/year in April and August, 0.01 ˚C/year in June and October (Palshin et al., 2022). The precipitation regime is also changing: annual precipitation in the period 1991-2017 increased by 12-60 mm versus the baseline of 1961-1990, with an increase occurring in the warm as well as the cold seasons (Filatov et al., 2019). Thus, we are facing a significant risk of alterations in ice phenology and the thermal, oxygen and mixing regimes of lakes under regional climate change.

Human activities, along with climate change, have a significant negative impact on lake ecosystems. Mining, manufacturing, agriculture, tourism – all these economic activities in the catchment and water areas of Karelian lakes affect the sensitive aquatic ecosystems of northern lakes.

Cage farming of rainbow trout *Parasalmo mykiss* is among the economic activities that cause the greatest harm to lake ecosystems. This type of aquaculture has been actively developing in recent years in Karelia, which has become Russia's leader in the production of this valuable fish (Sterligova and Ilmast, 2023). Nutrients, feed residues, fish metabolic waste products are discharged into the water (Michailenko and Sterligova, 2021; Galakhina and Zobkov, 2022), affecting water quality, increasing the frequency of algal blooms, elevating water turbidity, augmenting suspended organic matter content, reducing oxygen content, and altering the trophic status of the lake ecosystems (Kuchko and Savosin, 2020; Savosin et al., 2023; Sterligova et al., 2023; Tekanova et al., 2024). To control these risks, monitoring observations need to be set up in lakes where trout farms are located.

Lake Vendyurskoe is a small lake in southern Karelia used for aquaculture. A trout farm has operated there since 2011. This small lake of glacial origin is typical for Karelia (Terzhevik et al., 2010). It is one of the best-studied small lakes in Karelia. In 1994-2006, annual integrated hydrophysical studies were conducted there, including deployment of moorings and seasonal spatial measurements of water temperature, currents, solar radiation fluxes, and dissolved oxygen content, with the main focus on the ice-covered period (Petrov et al., 2006; Terzhevik et al., 2009; 2010; Leppäranta et al., 2010). From July 2007 until present, measurements have been carried out through an annual cycle (Palshin et al., 2022; Smirnov et al., 2024; Zdorovennova et al., 2024). The resultant long-term dataset provides information on the features of the ice, thermal, hydrodynamic, and oxygen regimes of this lake. Based on water temperature measurements in 2007-2020, an empirical model of the thermal structure for the ice-free period has been developed (Palshin et al., 2022). In cool windy weather the lake is completely mixed several times during the ice-free period. In hot weather conditions, however, stratification may last more than three months, causing the lake to shift to a dimictic regime (Efremova et al., 2015; Smirnov et al., 2024). Changes have been identified in the ice regime of the lake under regional climate warming – a decrease in ice thickness and a change in its structure due to an increase in the proportion of white ice (Zdorovennova et al., 2025). A deterioration of winter-time oxygen conditions has occurred since the launching of the trout farm (Zdorovennova et al., 2024), but no significant increase in the concentration of chlorophyll "a" in the lake was detected in the first 10 years of the farm's operation (Zdorovennov et al., 2021). The identified changes in the ice, thermal and oxygen regimes of Lake Vendyurskoe under regional climate change and human impact raise the demand for monitoring measurements at this lake.

This paper analyzed how the water temperature and dissolved oxygen content in Lake Vendyurskoe have changed from October 2022 to October 2024 and draws comparisons with data from previous years of measurements (2007-2022). The aim is to identify changes in the thermal and oxygen regimes and the mixing regime of a small lake in southern Karelia under the ongoing change in the regional climate.

2. Materials and methods

Lake Vendyurskoe (62˚10′– 62˚20′ N, 33˚10′–33˚20′ E) is located in the catchment area of the Suna River, which empties into Lake Onega. It is of glacial origin and has the size, basin morphology and trophic status quite typical for the territory of Karelia (Terzhevik et al., 2010). The surface area of the lake is 10.4 km^2, the water volume is 0.06 km^3 (Lakes..., 2013). Maximum depth is 12.6 m, average depth is 5.3 m. The lake remains ice-covered from mid-November or early December until late April or early May (ice cover persists for 146-192 days depending on year) (Zdorovennov et al., 2013; Zdorovennova et al., 2021). During the ice-covered period and increased stratification in the summer, anoxic conditions develop in the bottom layers of the deep-water basin (Terzhevik et al., 2009; Zdorovennova et al., 2016). Trout farm cages are located near the southern shore of the lake and in a separate bay (Fig. 1).

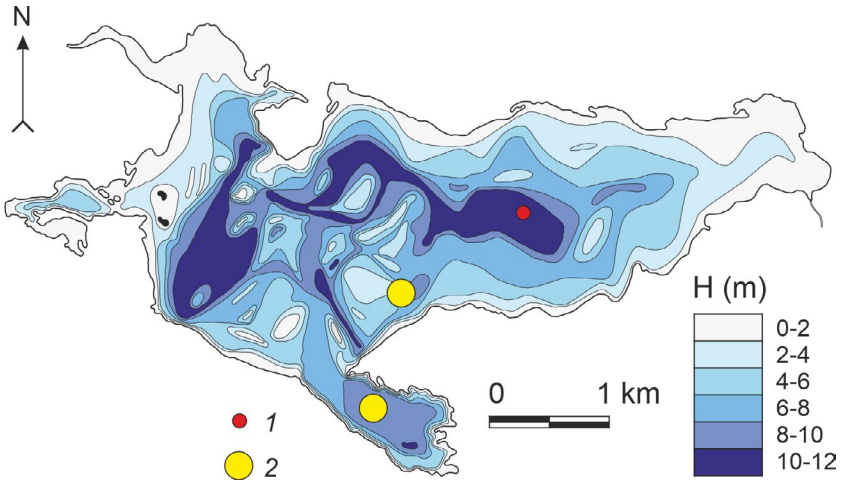


Fig.1. Bathymetric map of Lake Vendyurskoe and the location of the measurement station (*1*) and trout cages (*2*). The number of cages in the water area and in the bay is shown schematically; in reality, there are 15-20 in the open lake and 10-15 in the bay. In winter, the cages are moved from the open lake to the bay.

A thermistor chain equipped with temperature and dissolved oxygen sensors RBR Ltd (temperature accuracy 0.001 °C, oxygen range 0-150%, accuracy 1%) has been moored in the deepest central region of the lake since July 2007 until now. The measurement station depth is 11.3 m. The measurement resolution is one minute; the vertical distance between the sensors is 0.25-2.0 m with a smaller distance in the bottom layer. Measurements are carried out year-round. In the early summer and fall, the chain is removed from the lake to collect data, calibrate the sensors and replace the batteries, then returned to its original location. In the period from October 2013 to October 2014, measurements were paused for technical reasons.

This paper analyzes the measurement data from October 2022 to October 2024. During this period, temperature sensors on the chain were located at depths from 1.65 to 7.65 m with one meter spacing, then at depths of 8.15, 9.15, 9.65, 10.35, 10.60, 10.90, and 11.20 m; oxygen sensors - at depths of 1.65, 3.65, 5.65, 7.65, 9.65, and 10.60 m. In June-October 2024, oxygen sensors at depths of 5.65 and 9.65 m were removed from the chain for technical reasons. Based on the data from the chain, the dates of the beginning and duration of stages in the annual thermal cycle, periods of stratification and mixing, periods of oxygen deficiency, and the duration of the biological summer (the period with water temperatures above 10 °C) were determined.

The ice-on date and the bottom water temperature at the end of the winter season were considered as the factors influencing the rate of dissolved oxygen consumption in the lake during the winter. The oxygen content in the water column was calculated for the first C_0 and each subsequent C_t day of the ice-covered period. The C_t/C_0 ratio was then calculated for each day (Zdorovennova et al., 2016). The C_t/C_0 ratio declined during the winter, reflecting the overall oxygen consumption of the lake. The minimum value of this ratio for the 2022/23 and 2023/24 winter seasons was analyzed together with the previously obtained estimates based on 2008-2021 data (Zdorovennova et al., 2021).

Water column stability parameters (Schmidt stability, Lake number, Wedderburn number) were estimated using LakeAnalyzer 2.0 software (Read et al., 2011). A comparative analysis was conducted with data from previous years of measurements on the chain (2007-2022) (Smirnov et al., 2024).

Information on the weather conditions in the study area are provided by the Petrozavodsk weather station (Reliable..., 2025). The weather conditions during the measurement period were compared against the baselines of 1961-1990 and 1991-2020.

3. Results

3.1. Specific weather conditions during the measurement period

The weather conditions in the study area differed significantly between the two consecutive years of measurements. The fall-winter period of 2022/23 was significantly warmer than the baseline, while in 2023/24 it was noticeably colder (Fig. 2, a). The beginning and middle of the summer were colder than the baseline in 2023, but noticeably warmer in 2024. The August and September of both years were abnormally warm, featuring 3.0-6.5 °C above the baseline.

The precipitation regime was characterized by heterogeneity and significant deviations from the baseline in all seasons of the two years (Fig. 2, b). The greatest positive deviations were noted in July, October and November 2023 and March-April 2024. Percentage-wise, precipitation in some months exceeded the baseline by 200-360%. A severe precipitation deficit was observed in May and June of both years, as well as in August and September 2024. The precipitation deficit was the most pronounced in May and August 2024 (three and four times below the baseline, respectively).

In the fall-winter period of both years, the wind impact was significantly higher (average daily wind speed up to 5-8 m/s, gusts up to 17 m/s) than during the open water period (average daily wind speed no more than 3-5 m/s, gusts up to 12 m/s). The summer of 2024 saw a long period of low-wind weather, starting from the second ten-day period of July to the beginning of the third ten-day period of August: the average wind speed in this period was 1.9 m/s.

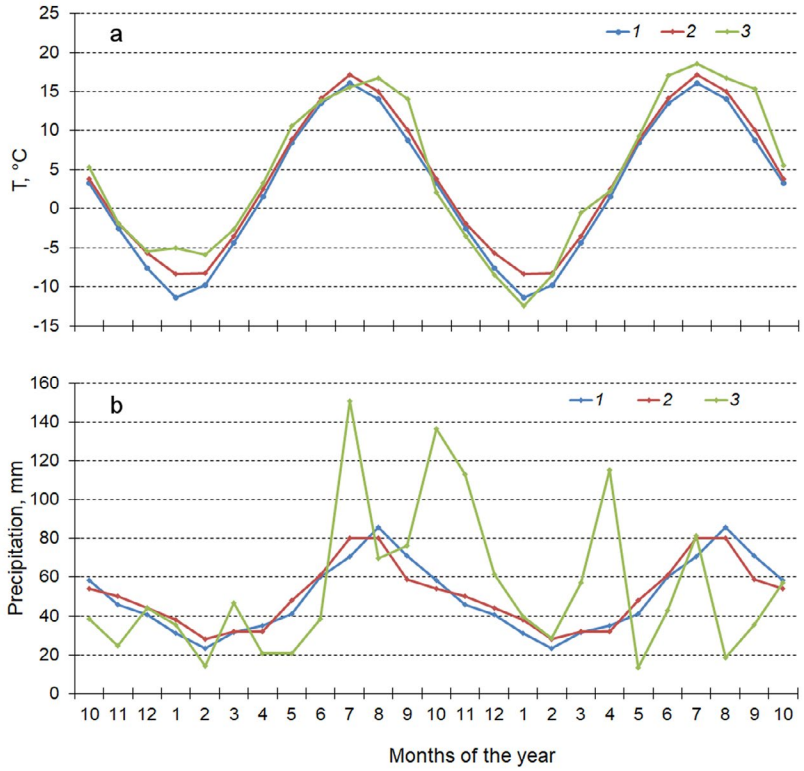


Fig.2. Average monthly air temperature (a) and precipitation (b) in 1961-1990 (*1*), 1991-2020 (*2*) and in the period from October 2022 to October 2024 (*3*) according to data from the Petrozavodsk weather station.

3.2. Water temperature in the fall-winter period

During the pre-ice period of 2022 and 2023, the water column of the lake cooled down in a homothermal manner. The water temperature dropped to 4 °C on November 3, 2022 and October 25, 2023, and further cooling until freeze-up occurred in a completely mixed state of the water column, which is an indicator of a significant wind impact on the lake.

In the first winter, the lake froze up on November 24, 2022, at a water temperature of 0.22 °C in the upper water layer and 0.79 °C in the bottom layer (0.37 °C water-column average), breakup occurred on May 3, 2023, and the duration of the ice-covered period was 160 days (Fig. 3, a). In the second winter, ice formed on November 17, 2023, at a water temperature of 0.38 °C in the upper layer and 0.65 °C in the bottom layer (0.56 °C water-column average). The breakup date was May 8, 2024, after 174 days under ice (Fig. 3, c).

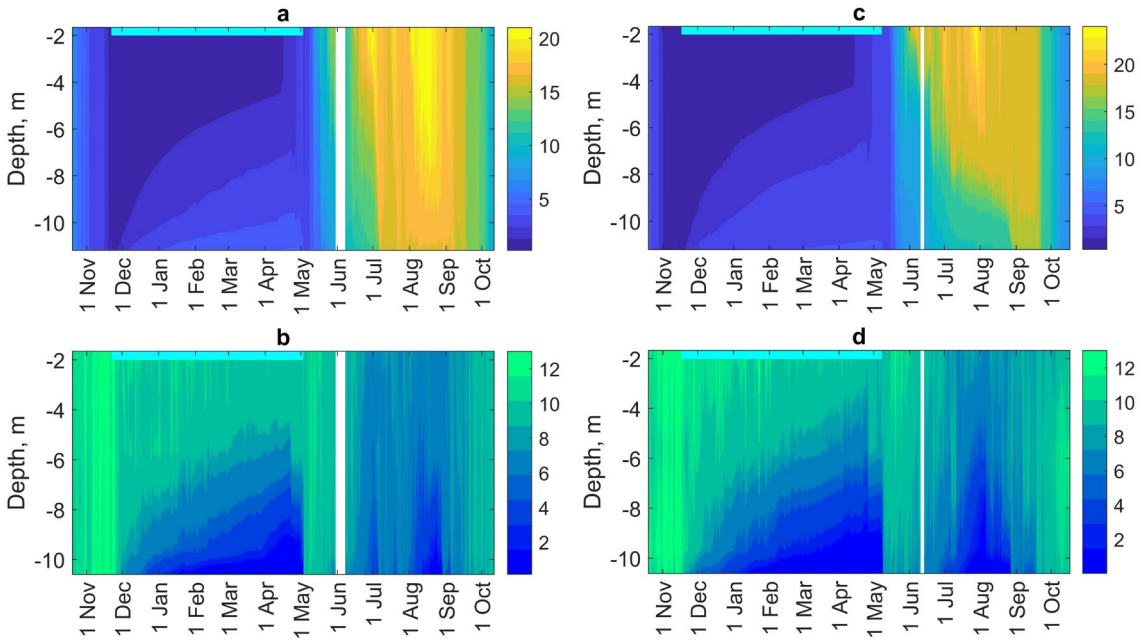


Fig.3. Water temperature, °C (a, c) and dissolved oxygen concentration, mg/l (b, d) in the central deep-water part of Lake Vendyurskoe from October 2022 to October 2023 (a, b) and from October 2023 to October 2024 (c, d). Vertical white stripes on the graphs indicate a pause in measurements. Horizontal blue stripes indicate the ice-covered period.

After ice had formed, the water temperature in the bottom layer increased due to heat exchange between the water mass and sediments, and reached 5.1 ˚C by the end of the first winter and 5.3 ˚C by the end of the second one. The radiative under-ice heating of water and convection started on March 24, 2023 and April 8, 2024. One of the presumed reasons for the later onset of convection in the spring 2024 was the weather conditions of the 2023/24 winter season, which induced the formation of a thick layer of white (snowy) ice on lakes of southern Karelia. In the winter 2024, with the total ice thickness on Lake Vendyurskoe being 55 cm, the thickness of black ice was only 20 cm (36%), and the layers of white ice and wet snow between the ice layers were 35 cm thick (64%) (Zdorovennova et al., 2025). In 2023, the total ice thickness was slightly larger (59 cm) and the white ice thickness was slightly smaller (33 cm or 55% of the total ice thickness), and there was no snow. White ice and snow effectively attenuate solar radiation (Petrov et al., 2005). The large thickness of white ice with layers of snow in 2024 hindered the penetration of solar radiation under the ice and delayed the onset of the convection period.

Convective mixing continued in both years until ice breakup, reaching to a depth of 8-9 m. The temperature of the convective layer reached 3.70 ˚C by the end of the ice-covered period in 2023 and 3.95 ˚C in 2024. The mixing of the lake water column after ice breakup was completed within a few hours, and the temperature dropped throughout the water column to 2.8 ˚C in 2023 and to 3.3 ˚C in 2024.

3.3. Dissolved oxygen in the fall-winter period

In the pre-freeze period in both years, the water column of the lake was well saturated with oxygen (11-12 mg/l) (Fig. 3, b, d). The decrease in the oxygen concentration upon freeze-up occurred the most rapidly in the bottom water layer. By the beginning of the second ten-day period of January in both years, the oxygen content dropped to 2 mg/l (saturation less than 20%) in the meter-thick bottom layer. In the first winter, the anoxic zone at the bottom reached a thickness of 1.5 m by the beginning of April, and in the second winter – already by mid-February. Since spring convection did not reach the bottom in either the first or the second winter, the bottom anoxic zone persisted until the end of the ice-covered period, i.e., for more than 3.5 months in both years. By the end of ice-covered period, the oxygen content at a depth of 5-6 m fell to 6-7 mg/l in the first winter and to 5-6 mg/l in the second. In the upper layer of the lake, the oxygen content decreased slightly during both winters, with occasional fluctuations within 10-12 mg/l. During the spring under-ice convection period, the oxygen content in the convective layer declined as the underlying oxygen-depleted water layers were involved in mixing. After the ice breakup in both years, the lake's water column was completely mixed, and the bottom water layers were saturated with oxygen. The oxygen content in the first days after the breakup was 10-11 mg/l across the water column in both years.

3.4. Water temperature during the open-water period

2023. After the ice breakup on May 3, 2023, the water column of the lake remained mixed until May 10, i.e., for 7 days; during this time, the water temperature increased to 4.5 ˚C (Fig. 3, a, Fig. 4, a). On May 10, 2023, there formed stratification (more than 1 ˚C temperature difference across the water column), which persisted, with fluctuating intensity, until the beginning of July. The weather in June and July 2023 was cool (air temperature 0.3-1.6 ˚C below the 1991-2020 baseline) and windy (wind speed up to 5-7 m/s, gusts up to 14 m/s), causing a weakening of stratification. At the end of June, the water temperature in the upper layer of the lake reached 21.3 ˚C, after which it dropped to 17.9 ˚C over the course of a week. Complete mixing of the water column occurred on July 6-7, with the water temperature of the bottom layer rising abruptly by more than 3 ˚C and reaching 17.1 ˚C. The weather being cool and windy, the water column remained in a weakly stratified or mixed state throughout July 2023, with the temperature in the water column ranging from 15.6 to 19.3 ˚C. In August, stratification intensified, and on August 14, the temperature in the upper water layer reached its annual maximum of 21.5 ˚C. The fall cooling stage began after August 17, when the heat content of the water column rose to the annual maximum. The temperature of the upper layer declined at an average rate of 0.3 ˚C/day until August 29, when the water column became completely mixed. The annual maximum bottom water temperature of 17.8 ˚C was reached on September 5, 2023. Due to warm weather conditions in the first half of September 2023, the water column entered a state of weak stratification on September 1-5 and 8-15. Starting from mid-September, the water column was cooling down in a completely mixed state until ice formed. The rate of water temperature decline in October was up to 0.4 ˚C/day. The duration of the period with more than 1 ˚C temperature difference across the water column was 94 days, and with more than 2 ˚C difference – 71 days. The fall cooling period (from August 17 until the water temperature fell below 4 ˚C on October 25) lasted 79 days. The biological summer in 2023 lasted from May 15 to October 8, i.e., 146 days.

2024. After the ice breakup on May 8, 2024, the water column remained mixed for 8 days. Stratification formed on May 16, fluctuating from stronger during hot weather to weaker during the passage of cyclones, and lasted until the end of the second ten-day period of September (Fig. 3, c, Fig. 4, a). The duration of the period with more than 1 ˚C temperature difference across the water column in 2024 was 119 days, and with more than 2 ˚C – 108 days. The temperature of the upper water layer from late May to the end of the second ten-day period of September exceeded 17-18 ˚C, and the annual maximums of the upper layer temperature (24.7 ˚C) and the heat content of the water column were attained on July 28. Within a week after that, the water temperature in the upper layer dropped sharply to 19.4 ˚C, with further decline to 18.3 ˚C by the end

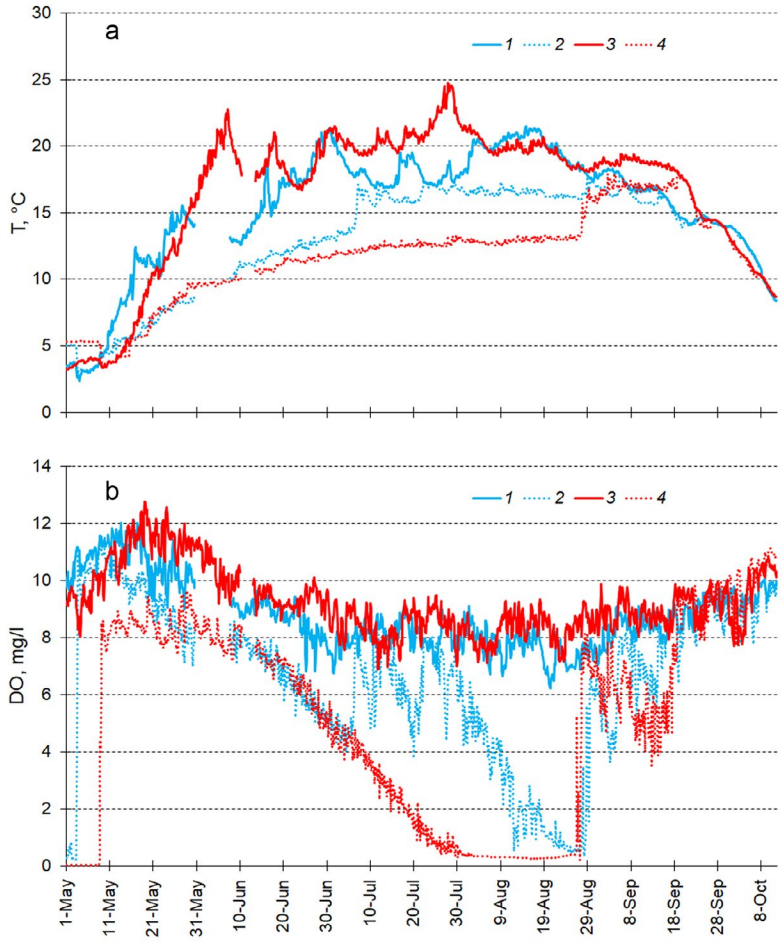


Fig.4. Water temperature (a) and dissolved oxygen concentration (b) in the upper (*1*, *3*) and bottom (*2*, *4*) layers of Lake Vendyurskoe in 2023 (*1*, *2*) and 2024 (*3*, *4*).

of August. However, as the weather in September was abnormally warm (exceeding the 1961-1990 baseline by 6.5 °C), the decrease in the temperature of the upper water layer slowed down, varying within the range of 17.3-19.2 °C until the end of the second ten-day period of September. The temperature of the bottom water layer in the deep-water region rose to 10 °C by the end of May, to 12 °C by mid-July, and to 13 °C by late August. At the end of August, the temperature of the bottom water layer suddenly increased to 16-17 °C and remained at this level until the end of the second ten-day period of September, when the annual maximum of 18.1 °C was reached. Starting September 20, the water column of the lake began to cool down rapidly in a completely mixed state, and the average rate of water temperature decline in the period up to October 17, 2024 (the last day of the analyzed period) was 0.36 °C/day. The biological summer in 2024 lasted from May 19 to October 8, i.e., 142 days.

3.5. Dissolved oxygen during the open-water period

In the first days after ice breakup, the oxygen concentration increased gradually to reach a maximum in mid-May in both years (11-12.5 mg/l in the upper water layer) (Fig. 3, b, d, Fig. 4, b).

2023. In the spring of 2023, the oxygen concentration in the bottom layer declined starting from May 10, going down to 5 mg/l by the end of June. However, after the water column mixing in early July, the oxygen conditions in the lake improved, with only short-term reductions in oxygen to 4-5 mg/l in the bottom layer observed on July 9-11, 19-21 and 27. The increase in stratification throughout August 2023 triggered a rapid decline in the oxygen concentration in the bottom layer, so that by August 10 it dropped to 2 mg/l. The anoxic zone reached a thickness of 1.5 m by August 20, 2023. After a complete mixing of the lake at the end of August, the oxygen concentration in the bottom layer rose sharply to 8 mg/l. As weak stratification formed in September, oxygen content in the bottom layer declined to 4-6 mg/l. During the fall cooling in September and October 2023, the oxygen concentration increased gradually to 10 mg/l.

2024. During the open water period of 2024, oxygen depletion in the bottom layer of the central basin of the lake began in late May (Fig. 3, d, Fig. 4, b). The thickness of the bottom anoxic zone with an oxygen concentration of less than 2 mg/l reached one meter by mid-July, and 3 m by the beginning of August. The bottom anoxic zone persisted for about 1.5 months until destruction at the end of August (Fig. 3, d, 4, b). In September, the oxygen content in the bottom layer of the central basin was 4-6 mg/l, in October – 8-10 mg/l. In the upper layer, the oxygen content in mid-May reached 12-12.5 mg/l, presumably due to active development of phytoplankton, in June-September it varied within 7-10 mg/l, and in October it increased to 11-12 mg/l.

3.6. Lake water column stability parameters in 2023 and 2024

The stability of the water column of Lake Vendyurskoe during the open-water period differed significantly between 2023 and 2024. In 2023, Schmidt stability (*St*) was at a maximum of 40-70 J/m^2 in the third ten-day period of June, and stayed within 35 J/m^2 at the end of May, June and August (Fig. 5, a).The decrease in *St* to near-zero values in the first ten days of May, early June, July and starting from mid-September corresponds to periods of complete mixing of the water column. This index was significantly higher in 2024 than in 2023, exceeding 40 J/m^2 from late May to early August. *St* values of more than 60-100 J/m^2 corresponded to periods of strong stratification in June and the last third of July 2024. In August and September, the *St* values for the two years were comparable.

The characteristic values of the lake number (*Ln*) in 2023 varied within 2-4 with maxima of up to 6-10, while the values in 2024 reached 10-16 in late July - early August (Fig. 5, b). The Wedderburn number (*W*) in the period from June to the second ten days of September reached 10-40 in both years, and exceeded 50-70 on some days in 2024 (Fig. 5, c).

4. Discussion

4.1. Ice phenology of Lake Vendyurskoe

The freeze-up and breakup dates, as well as the duration of the ice-covered period on the small lake Vendyurskoe in southern Karelia in the winter seasons of 2022/23 and 2023/24 fell within the long-term ranges observed in 1994-2021 (Fig. 6).

Despite the warming of the regional climate (increase in the average annual air temperature in 1976-2023 by +0.56-0.61 °C/10 years, from November to April by +0.7 °C/10 years, and from May to October by +0.43 °C/10 years (Efremova et al., 2024; Smirnov et al., 2024; Zdorovennova et al., 2025)), changes in ice phenology on Lake Vendyurskoe over a 30-year period have been statistically insignificant. This may be due to the insufficiently long observation series for this lake, since statistically significant changes in ice phenology have been revealed for several different types of lakes in Karelia, where measurements have been underway for longer periods of time. In particular, it was shown that in 1950-2021 in large lakes of Karelia Onega, Segozero, Topozero, Vygozero, as well as in medium-sized lakes Syamozero, Vodlozero, Vedlozero (area 60-320 km^2) and the small Rugozero and Tulmozero (smaller than 15 km^2), the ice-on timing has been moving to later dates by 1.3-4.1 days/10 years, and the ice breakup timing to earlier dates by 1.1-2.0 days/10 years. As a result, the duration of the ice-covered period on these lakes is now 18-30 days shorter than the long-term average (Efremova et al., 2024).

Previously, significant correlations between the freeze-up and breakup dates on Lake Vendyurskoe and the air temperature in October-November and April were detected for the period 1994-2020 (Zdorovennova et al., 2022). According to the Petrozavodsk weather station records for the period from 1994 to 2024, the April air temperature remained virtually unchanged

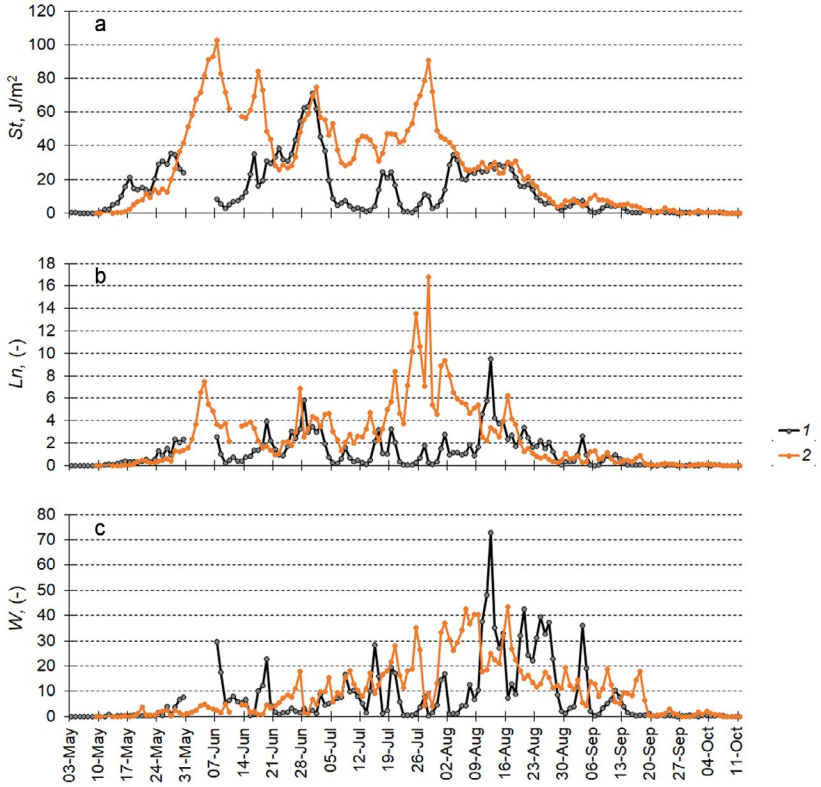


Fig.5. Schmidt stability *St* (a), lake number *Ln* (b), and Wedderburn number *W* (c) during the open-water periods of 2023 (*1*) and 2024 (*2*).

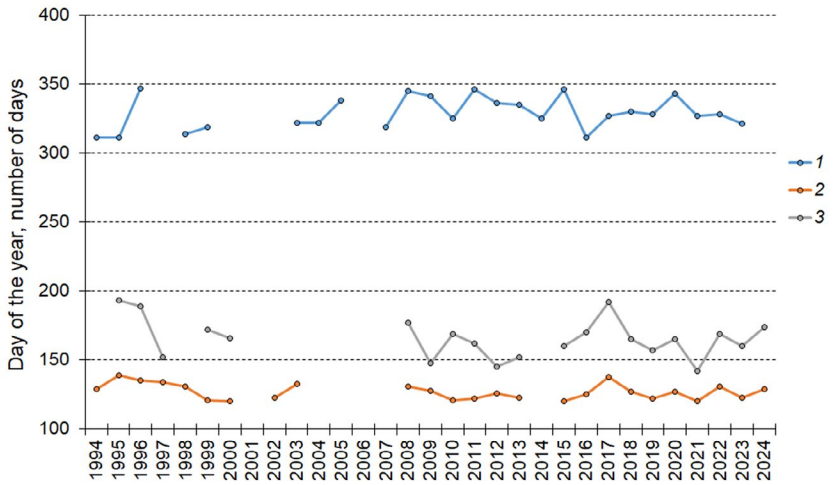


Fig.6. Dates of the beginning (*1*), end (*2*) and duration of the ice-covered period (*3*) at Lake Vendyurskoe in 1994-2024.

(growth rate of 0.03 °C/10 years), a slight increase was observed for October (growth rate of 0.1 °C/10 years), and a significant increase for November (growth rate of 1 °C/10 years). If the existing trends in air temperature in October, November and April persist, one can expect a reduction in the ice-cover duration on Lake Vendyurskoe, mainly due to a later freeze-up.

4.2. Water column stratification and the mixing regime

Stratification of the water column in Lake Vendyurskoe usually forms in mid- to late May (Smirnov et al., 2024). In summer, however, cyclones often pass over the territory of Karelia (Nazarova, 2021), accompanied by increased wind speed and a 5-10 °C air temperature reduction for several days. Such weather conditions contribute to convective and wind mixing, which can lead to weakening of stratification and complete mixing of the water column (Mammarella et al., 2018). According to measured data from 2008-2021, the water mass of Lake Vendyurskoe was completely mixed several times during the open-water phase, i.e., the lake mixing regime was polymictic (Gavrilenko et al., 2018; Palshin et al., 2022). Even in the abnormally warm weather conditions of July and August 2010 (Efremova et al., 2015; Smirnov et al., 2024) with air temperatures exceeding the 1961-1990 baseline by 3-6 °C, the stratification formed in May was destroyed in June because of a prolonged cold snap, i.e., the lake mixing regime was not dimictic. In 2022, for the first time during the period of observations at the mooring, the mixing regime of Lake Vendyurskoe was characterized by only two periods of complete mixing of the water column – after ice melting in spring (from 10 to 26 May) and in the fall (from September 1 until ice-on), i.e., the regime was dimictic (Smirnov et al., 2024). Similarly to 2022, the lake mixing regime during the open-water period of 2024 was also dimictic. Stratification was formed on May 16 and was destroyed only in the second ten-day period of September. The reason for this was the fairly warm weather conditions in all months from May to September (the average monthly air temperature in these months exceeded the 1961-1990 baseline by 0.9-6.5 °C) and a lower wind impact. These factors supported the stability of the water column of Lake Vendyurskoe and prevented its complete mixing. It can be assumed that if the warming in southern Karelia continues, the mixing regime of Lake Vendyurskoe will become increasingly dimictic, which is consistent with the results of model calculations predicting such a change in the mixing regime of lakes in the temperate zone under global warming (Kirillin, 2010). Obviously, such a change in the mixing regime will pose a threat to the lake ecosystem, primarily due to a deterioration of oxygen conditions.

Owing to the warm and calm weather in the open-water period of 2024, the water column of Lake Vendyurskoe exhibited a stronger stability than in the previous years (Fig. 7). The number of days with the lake number $Ln > 1$, Wedderburn number $W > 3$ and > 10, Schmidt stability $St >$ 5-30 J/m^2 in 2024 was greater than in the previous years and comparable with the warmest summer seasons (2010, 2013, 2016, and 2022). The period with the temperature gradient in the water column > 1 ° C in Lake Vendyurskoe in 2024 lasted 119 days, from mid-May to late September, which was much longer than in the previous years (63-98 days) (Fig. 7, c). The period with a >2 °C temperature difference across the water column in 2024 lasted 108 days versus 38 to 96 days in the previous years.

Over 15 years of water temperature measurements at a mooring in the central part of Lake Vendyurskoe revealed no significant increase in the duration of the biological summer (Fig. 7, c). During the years of measurements, the biological summer lasted from 119 to 146 days, meaning the range of its interannual variability was almost a month. The earliest onset date of this period was May 14, 2016 and the latest was June 6, 2017. The earliest end date of the biological summer was September 24, 2019 and the latest was October 15, 2020. Analysis of the relationship between the biological summer duration and air temperature in May and September (determination coefficients of 0.34 and 0.52, respectively) showed a stronger correlation with the September air temperature.

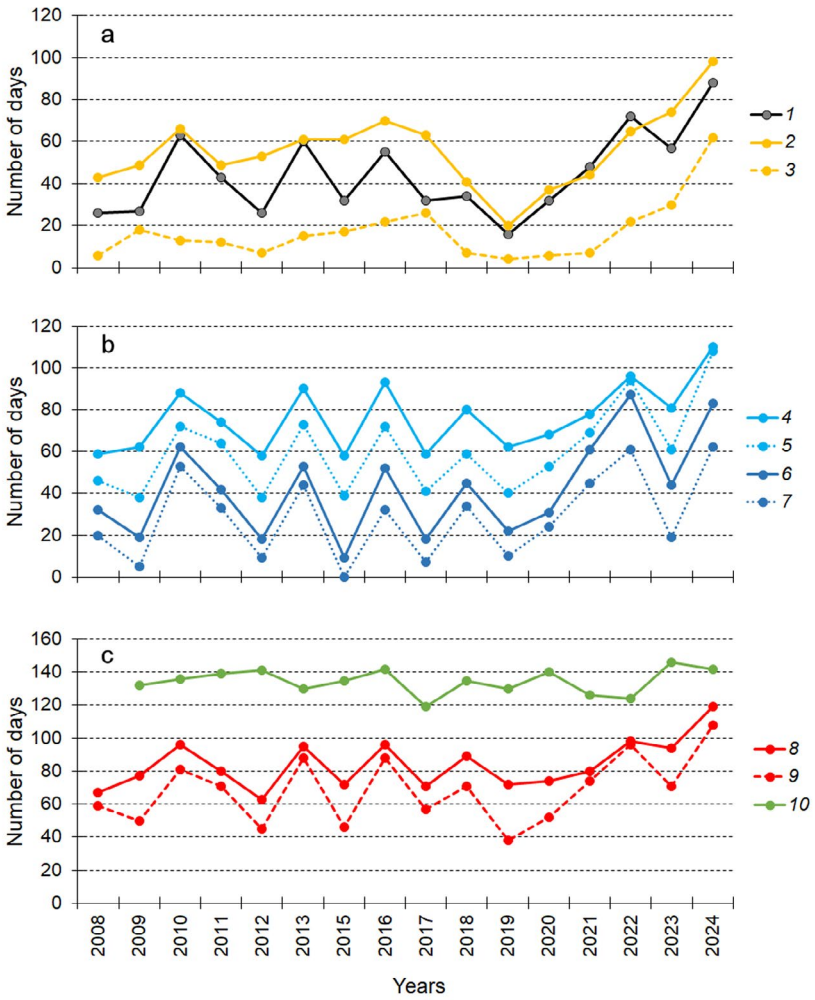


Fig.7. Number of days in different years with characteristic values of the stability parameters of the water column in Lake Vendyurskoe: a – *Ln* > 1 (*1*), *W* > 3 (*2*), *W* > 10 (*3*), b – *St* > 5 (*4*), *St* > 10 (*5*), *St* > 20 (*6*), *St* > 30 (*7*), c – dT > 1 °C (*8*), dT > 2 °C (*9*), duration of the biological summer, when the temperature of the upper water layer in the lake is above 10 °C (*10*).

4.3. Oxygen regime

Large-scale studies of temperate lakes have revealed a deterioration in their oxygen regime over the past 60 years in connection with an extension of the summer stratification as a result of global warming (Jane et al., 2021; Jansen et al., 2024). The results of model calculations confirm this finding: the oxygen content in lakes is predicted to decline with a rise in water temperature and an increase in the water column stratification, which hinders the aeration of the bottom layers (Golosov et al., 2012).

Long-term stratification in the summer of 2024 provoked an abnormally long period of hypoxia (oxygen concentration less than 2 mg/l) in the bottom layer of the central basin of Lake Vendyurskoe, which persisted for almost 1.5 months, from July 14 to August 26. There were no such prolonged periods of oxygen deficiency in summer in the previous years, with the exception of 2010 and 2022; bottom hypoxia used to last no more than 2-3 weeks (Efremova et al., 2015; Zdorovennova et al., 2016). In 2010 and 2022, when the weather was hot and windless, bottom hypoxia also lasted from mid-July to late August (Efremova et al., 2015).

In the future, if regional warming continues at the same rate, we can expect the oxygen conditions in Lake Vendyurskoe to deteriorate with an increase in the stratification period.

The oxygen regime of the lake during the ice-covered period in 2022/23 and 2023/24 was characterized by a long – more than four months – existence of a bottom anoxic zone in the central basin of the lake. Data from 2007-2020 shows that the most unfavorable oxygen conditions develop in Lake Vendyurskoe in winters with early ice-on and high bottom water temperatures at the end of the winter (Zdorovennova et al., 2021). The C_t/C_0 values for the 2022/23 and 2023/24 winter seasons were analyzed together with the 2007-2021 data (Fig. 8). The linear correlation of the minimum C_t/C_0 values at the end of the winter with the ice onset date (Fig. 8, a) and the maximum bottom water temperature during the winter (Fig. 8, b) according to the 2007-2024 data is characterized by fairly high values of the determination coefficient (0.36 and 0.53, respectively). If we assume that ice formation on Lake Vendyurskoe will shift to later dates, then wintertime oxygen conditions can be expected to improve.

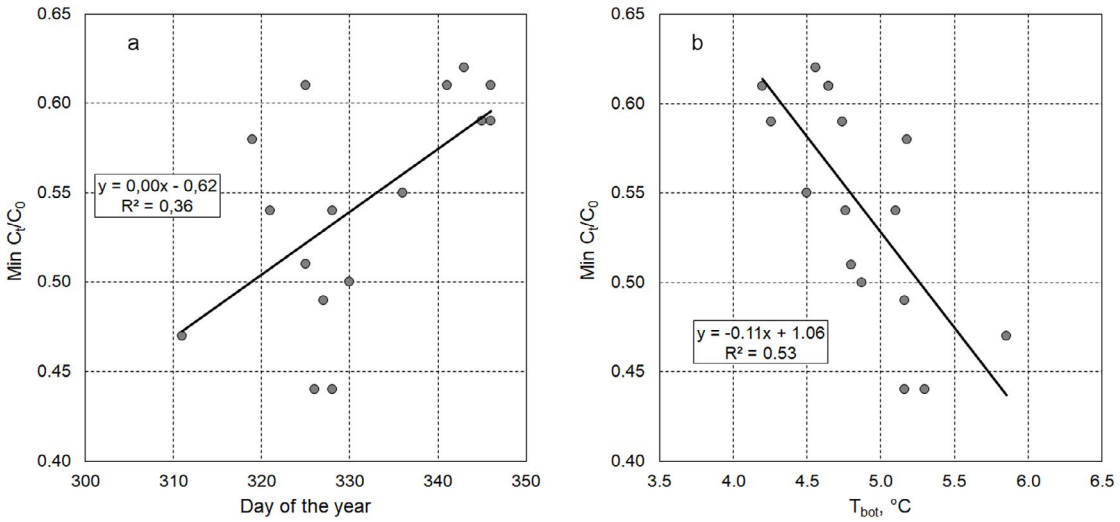


Fig.8. Minimum C_t/C_0 value at the end of the winter in 2007-2024 depending on the ice-on date (a) and the temperature of the bottom water layer at the end of the winter (b). Straight lines are linear trends.

5. Conclusions

Analysis of the dataset from a measurement station in the small Lake Vendyurskoe in southern Karelia revealed the features of the temperature, oxygen, and mixing regimes during the period from October 2022 to October 2024. The weather conditions of the study period caused changes in both the duration of stratification and hypoxia in the summer and in the lake mixing regime in 2024.

During the ice-free period of 2024, as earlier in 2022, the mixing regime of Lake Vendyurskoe was of the dimictic type (with two periods of complete mixing of the water column after ice melting in the spring and in the fall). In other years of measurements, the lake mixing regime was polymictic (several episodes of mixing during the ice-free period). If the current trends of the regional climate change persist (growing temperatures in the summer months), there is a risk that Lake Vendyurskoe will remain stratified for longer periods of time, and its mixing regime will become increasingly dimictic. Combined with the trout farm impact, this may severely affect the oxygen conditions in the future, so it is necessary to continue monitoring measurements of temperature and dissolved oxygen in this lake.

Oxygen depletion in the lake is greater in winters with earlier ice-on and higher bottom water temperatures. Given the dependence of ice-on dates on the lake on the November air temperature, it can be assumed that with continuing warming in the fall period, the onset of the ice-covered period at Lake Vendyurskoe will shift to later dates, and oxygen conditions in the lake will improve in winter.

Acknowledgements

The study was carried out under state assignment to the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences "The role of hydrophysical processes in ecosystems of shallow lakes. Current state and forecast of the development of ecosystems of small lakes in Karelia under anthropogenic impact and climate change" FMEN-2021-0019. The authors are grateful to A.V. Mitrokhov for assistance in conducting field research.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Desgué-Itier O., Melo Vieira Soares L., Anneville O. et al. 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. Hydrology and Earth System Sciences 27: 837-859. DOI: 10.5194/hess-27-837-2023

Efremova T.V., Palshin N.I., Kravchenkova T.G. et al. 2024. The Impact of Climate Change on the Thermal and Ice Regime of Lakes in Karelia Based on Long-Term Observations (1950-2021). In: Abstracts of the All-Russian Scientific Conference "Limnology in Russia" Dedicated to the 80th Anniversary of the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences. St. Petersburg, February 12–14, 2024. St. Petersburg: RAS, pp. 160–161. DOI: 10.12731/978-5-907645-54-7 (in Russian)

Efremova T.V., Palshin N.I., Zdorovennova G.E. et al. 2015. The effects of extremely hot summer 2010 on water temperature and oxygen distribution on Karelian lakes. Russian Meteorology and Hydrology 40(9): 612-618. DOI: 10.3103/S106837391509006X

Filatov N., Baklagin V., Efremova T. et al. 2019. Climate change impacts on the watersheds of lakes Onego and Ladoga from remote sensing and in situ data. Inland Waters 9(2): 130-141. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533355

Galakhina N.E., Zobkov M.B. 2022. Hydrochemical studies of the trout farming area in Kondopoga Bay of Lake Onego in the winter of 2022. Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 6: 76–87. DOI: 10.17076/lim1599 (in Russian)

Gavrilenko G.G., Zdorovennova G.E., Volkov S.Y. et al. 2018. Water mass stability and its effect on the polymictic lake oxygen regime. Geopolitics and Ecogeodynamics of regions 4(14): 57-71. (in Russian)

Golosov S., Zverev I., Terzhevik A. et al. 2012. Climate change impact on thermal and oxygen regime of shallow lake. Tellus, Series A: Dynamic Meteorology and Oceanography 64(1): 17264. DOI: 10.3402/tellusa.v64i0.17264

Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M. et al. 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. Nature 594: 66-70. DOI: 10.1038/s41586-021-03550-y

Jansen J., Simpson G.L., Weyhenmeyer G.A. et al. 2024. Climate-driven deoxygenation of northern lakes. Nature Climate Change 14(8): 832-838. DOI: 10.1038/s41558-024-02058-3

Kirillin G. 2010. Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. Boreal Environment Research 15: 279-293.

Kuchko Ya.A., Savosin E.S. 2020. Assessment of the state of zooplankton and macrozoobenthos communities of the Masloozero ecosystem in the trout farming zone. Rybovodstvo i rybnoe hozyajstvo [Fish farming and fish industry] 5(172): 10-20. (in Russian)

Lakes of Karelia. Handbook. 2013. In: Filatov N.N., Kukharev V.I. (Eds.) Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Leppäranta M., Terzhevik A., Shirasawa K. 2010. Solar radiation and ice melting in Lake Vendyurskoe, Russian Karelia. Nordic Hydrology 41(1): 60-62. DOI: 10.2166/nh.2010.122

Magee M.R., Wu C.H. 2017. Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. Hydrology and Earth System Sciences 21: 6253-6274. DOI: 10.5194/hess-21-6253-2017

Mammarella I., Gavrilenko G., Zdorovennova G. et al. 2018. Effects of similar weather patterns on the thermal stratification, mixing regimes and hypolimnetic oxygen depletion in two boreal lakes with different water transparency. Boreal Environment Research 23: 237-247.

Michailenko V.G., Sterligova O.P. 2021. Some ecological aspects of rainbow trout cage rearing. Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 12: 82-90. DOI: 10.17076/eco1509 (in Russian)

Nazarova L.E. 2021. Climatic conditions in Karelia. In: Modern studies of northern water bodies: a tutorial. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, pp. 7–16. (in Russian)

North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. Global Change Biology 20: 811-823. DOI: 10.1111/gcb.12371

O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K. et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42: 10773-10781. DOI: 10.1002/2015GL066235

Palshin N.I., Efremova T.V., Bogdanov S.R. et al. 2022. Empirical Model of the Thermal Structure of a Small Polymictic Lake for Open Water Period. Proceedings of the Russian Geographical Society 154(2): 61-76. DOI: 10.31857/S0869607122020033 (in Russian)

Petrov M.P., Terzhevik A.Yu., Palshin N.I. et al. 2005. Absorption of solar radiation by snow-and-ice cover of lakes. Water Resources 32(5): 496-504.

Petrov M.P., Terzhevik A.Yu., Zdorovennov R.E. et al. 2006. The thermal structure of a shallow lake in early winter. Water Resources 33 (2): 135-143. DOI: 10.1134/S0097807806020035

Piccioni F., Casenave C., Lemaire B.J. et al. 2021. The thermal response of small and shallow lakes to climate change: new insights from 3D hindcast modelling. Earth System Dynamics 12: 439-456. DOI: 10.5194/esd-12-439-2021

Piccolroaz S., Woolway R.I., Merchant C.J. 2020. Global reconstruction of twentieth century lake surface water temperature reveals different warming trends depending on the climatic zone. Climatic Change 160: 427–442. DOI: 10.1007/s10584-020-02663-z

Pilla R.M., Williamson C.E., Adamovich B.V. et al. 2020. Deeper waters are changing less consistently than surface waters in a global analysis of 102 lakes. Scientific Reports 10: 20514. DOI: 10.1038/s41598-020-76873-x

Råman Vinnå L., Medhaug I., Schmid M. et al. 2021.The vulnerability of lakes to climate change along an altitudinal gradient. Communications Earth and Environment 2(35):1-10. DOI: 10.1038/s43247-021-00106-w

Read J.S., Hamilton D.P., Jones I.D. et al. 2011. Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. Environmental Modelling & Software 26: 1325-1336. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.05.006

Reliable prognosis. 2025. Website. Rp5.ru URL: https://rp5.ru/ (access date July 8)

Robertson D.M., Imberger J. 1994. Lake Number a Quantitative Indicator of Mixing Used to Estimate Changes in Dissolved Oxygen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 79: 159-176. DOI: 10.1002/iroh.19940790202

Savosin E.S., Kuchko Ya.A., Savosin D.S. et al. 2023. Hydrobiocenoses of Lake Maloe Yanisyarvi (South Karelia) under conditions of commercial trout farming. Bulletin of the Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries 4: 26-33. DOI: 10.24143/2073-5529-2023-4-26-33 (in Russian)

Shatwell T., Thiery W., Kirillin G. 2019. Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. Hydrology and Earth System Sciences 23: 1533-1551. DOI: 10.5194/hess-23-1533-2019

Smirnov S.I., Zdorovennov R.E., Efremova T.V. et al. 2024. Parameters of Water Column Stability in a Small Polymictic Lake in Years of Different Weather Conditions. Water Resources 51(3): 299-313. DOI: 10.1134/S0097807824700817

Sterligova O.P., Ilmast N.V. 2023. Ichthyological and hydrobiological studies in Karelia. Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 3: 113-124. DOI: 10.17076/eco1777 (in Russian)

Sterligova O.P., Savosin E.S., Kuchko Ya.A. et al. 2023. The state of the ecosystem of Lake Hedo (Western Karelia) under conditions of fish farming activities. Bulletin of the Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries 2: 15-23. DOI: 10.24143/2073-5529-2023-2-15-23 (in Russian)

Tekanova E., Sidelev S., Kalinkina N. et al. 2024. Toxigenic cyanobacteria and microcystins in a large Northern oligotrophic Lake Onego, Russia. Toxins 16(11): 457. DOI: 10.3390/toxins16110457

Terzhevik A., Palshin N., Mitrokhov A. et al. 2009. Some features of the thermal and dissolved oxygen structure in boreal, shallow ice-covered Lake Vendyurskoe, Russia. Aquatic Ecology 43(3): 617-627. DOI: 10.1007/s10452-009-9288-x

Terzhevik A.Y., Pal'shin N.I., Zdorovennov R.E. et al. 2010. Hydrophysical aspects of oxygen regime formation in shallow ice-covered lake. Water Resources 37(5): 662-673.

Woolway R.I., Merchant C.J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. Nature Geosciences 12: 271-276. DOI: 10.1038/s41561-019-0322-x

Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A. et al. 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. Nature Communications 12: 2318. DOI: 10.1038/s41467-021-22657-4

Zdorovennova G., Efremova T., Novikova I. et al. 2025. Contrasting Changes in Lake Ice Thickness and Quality Due to Global Warming in the Arctic, Temperate, and Arid Zones and Highlands of Eurasia. Water 17(3): 365. DOI: 10.3390/w17030365

Zdorovennova G., Palshin N., Golosov S. et al. 2021. Dissolved Oxygen in a Shallow Ice-Covered Lake in Winter: Effect of Changes in Light, Thermal and Ice Regimes. Water 13(17): 2435. DOI: 10.3390/w13172435

Zdorovennova G., Palshin N., Zdorovennov R. et al. 2016. The oxygen regime of a shallow lake. Geography, Environment, Sustainability 9(2): 47-57. DOI: 10.15356/2071-9388_02v09_2016_04

Zdorovennova G.E., Golosov S.D., Palshin N.I. et al. 2022. Winter thermal and ice regimes of small Karelian lakes against the background of regional climatic variability. Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences 67 (1): 138–155. DOI: 10.21638/spbu07.2022.108 (in Russian)

Zdorovennova G.E., Palshin N.I., Zdorovennov R.E. et al. 2024. Oxygen regime of Lake Vendyurskoe in winter in response to trout farm operations. Trudy Karel’skogo nauchnogo tsentra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 8: 73–83. DOI: 10.17076/eco1988 (in Russian)

Zdorovennov R., Palshin N., Zdorovennova G. et al. 2013. Interannual variability of ice and snow cover of a small shallow lake. Estonian Journal of Earth Sciences 61(1): 26-32. DOI: 10.3176/earth.2013.03

Zdorovennov R.E., Efremova T.V., Palshin N.I. et al. 2021. The Role of Thermohydrophysical Processes in the Distribution of Chlorophyll “a” in a Water Column of a Small Mesotrophic Lake. Proceedings of the Russian Geographical Society153(3): 47-62. DOI: 10.31857/S0869607121030083

Zhang Y., Wu Z., Liu M. et al. 2015. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). Water Research 75: 249-258. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.052

Оригинальная статья

Температура воды и содержание растворенного кислорода в малом озере Карелии в годовом цикле на фоне региональной климатической изменчивости

Здоровеннова Г.Э.*, Здоровеннов Р.Э., Новикова Ю.С., Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Ефремова Т.В., Смирнов С.И.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Проанализированы данные измерений температуры воды и содержания растворенного кислорода на автономной станции в малом озере южной Карелии в период с октября 2022 г. по октябрь 2024 г. и проведено сравнение с данными предыдущего 15-летнего периода (2007-2022). Измерения проводились датчиками температуры и растворенного кислорода фирмы RBR Ltd. на 14 глубинах с дискретностью в одну минуту в годовом цикле. Цель исследования – выявление изменений в термическом и кислородном режимах и режиме перемешивания малого озера южной Карелии на фоне региональной климатической изменчивости. Установлено, что осенне-зимние периоды 2022/23 и 2023/24 гг. характеризовались контрастными погодными условиями – первая зима была теплее нормы, вторая – холоднее и многоснежнее (превышение нормы по осадкам в отдельные месяцы в 2-3 раза). Период открытой воды 2024 г. был заметно теплее нормы, а суммы осадков за отдельные месяцы – в 2-4 раза меньше нормы. В течение обеих зим анаэробные условия в придонных слоях озера существовали около четырех месяцев (с середины января до взлома льда в начале мая), в период открытой воды 2023 и 2024 гг. – около трех недель и 1.5 месяцев соответственно. Стратификация (период с разницей температуры по водному столбу более 1 °С) в 2024 г. продолжалась 119 сут., что на 20-60 сут. больше, чем в предыдущие годы измерений. В 2024 г. на фоне маловетреной погоды и аномально теплых погодных условий лета и начала осени режим перемешивания озера был димиктическим, в предыдущие годы преобладал полимиктический режим (исключение – 2022 г.). «Биологическое» лето (период с температурой воды выше 10 °С) продолжался в 2023 и 2024 гг. более 140 сут. По данным 2008-2024 гг. получена регрессионная зависимость продолжительности «биологического» лета от среднемесячной температуры воздуха в мае и сентябре с большим вкладом температуры сентября. Выявленные изменения термического и кислородного режимов и режима перемешивания могли оказать негативное воздействие на состояние озерной экосистемы, что актуализирует проведение мониторинговых наблюдений.

Ключевые слова: Малое озеро, температура воды, растворенный кислород, стратификация, дефицит кислорода, режим перемешивания, «биологическое» лето, климатическая изменчивость

Для цитирования: Здоровеннова Г.Э., Здоровеннов Р.Э., Новикова Ю.С., Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Ефремова Т.В., Смирнов С.И. Температура воды и содержание растворенного кислорода в малом озере Карелии в годовом цикле на фоне региональной климатической изменчивости // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 530-553. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-530

1. Введение

Климатическая изменчивость обуславливает изменения термического, кислородного, ледового режимов и режима перемешивания озер во многих регионах мира. В частности, установлено повышение температуры воды поверхностного слоя озер, сокращение продолжительности ледостава, ухудшение кислородных условий (North et al., 2014; Zhang et al., 2015; Magee and Wu, 2017; Woolway

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: zdorovennova@gmail.com (Г.Э. Здоровеннова)

Поступила: 16 июля 2025; ***Принята:*** 31 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

and Merchant, 2019; Piccolroaz et al., 2020; Jane et al., 2021; Piccioni et al., 2021). В последние десятилетия на фоне глобального потепления происходит увеличение температуры воды поверхностного слоя озер умеренной зоны в летний период относительно среднемноголетних значений (O'Reilly et al., 2015; Pilla et al., 2020; Desgué-Itier et al., 2023). Вследствие этого стратификация водной толщи озер усиливается (Piccioni et al., 2021; Råman Vinnå et al., 2021; Woolway et al., 2021), что оказывает негативное влияние на многие аспекты функционирования водных экосистем (North et al., 2014; Desgué-Itier et al., 2023). В частности, усиление устойчивости водной толщи озер ограничивает перенос веществ по водному столбу, способствует ухудшению кислородных условий (Robertson and Imberger, 1994; Гавриленко и др., 2018; Jane et al., 2021). Результаты модельных расчетов показывают, что наблюдаемые изменения могут усилиться в следующие несколько десятилетий (Kirillin, 2010; Shatwell et al., 2019). Изменения продолжительности этапов годового термического цикла и ледовой фенологии могут приводить к смещению сезонных пиков развития фито- и зоопланктона, сроков нереста рыб; ухудшение кислородных условий может быть причиной заморов; повышение температуры воды может провоцировать массовое развитие водорослей, все эти изменения представляют опасность для водных экосистем. Понимание того, как меняются условия среды обитания в озерах под влиянием климатической изменчивости, необходимо для сохранения и рационального использования водных ресурсов.

Республика Карелия – один из наиболее озерных регионов нашей страны (более 60 тыс. озер), для которого проблема охраны и рационального использования водных ресурсов стоит наиболее остро. Региональная климатическая изменчивость южной Карелии проявляется в устойчивом росте температуры воздуха во все месяцы года. Согласно данным метеостанции Петрозаводск, за период 1950–2020 гг. средняя скорость роста температуры воздуха в декабре-марте и мае достигала 0.04-0.05˚C/год, в июле, сентябре и ноябре – 0.03˚C/год, в апреле и августе – 0.02˚C/год, в июне и октябре – 0.01˚C/год (Пальшин и др., 2022). Изменяется также и режим осадков: за период 1991-2017 выявлено увеличение годовых сумм осадков на 12–60 мм относительно климатической нормы 1961-1990 гг., причем увеличение осадков происходит как в теплую, так и в холодную половину года (Filatov et al., 2019). То есть, на современном этапе есть опасность изменений как ледовой фенологии, так и термического, кислородного режимов озер и режима перемешивания под влиянием региональной климатической изменчивости.

Антропогенная деятельность, наряду с климатической изменчивостью, оказывает весьма существенное негативное воздействие на озерные экосистемы. Добыча полезных ископаемых, промышленность, сельское хозяйство, туризм – все эти виды экономической деятельности на водосборах и акваториях озер Карелии негативно воздействуют на чувствительные водные экосистемы.

Одним из видов хозяйственной деятельности, наносящим существенный вред озерным экосистемам, является садковое выращивание радужной форели *Parasalmo mykiss*. Этот вид аквакультуры активно развивается в последние годы в Карелии, которая стала лидером России по производству этой ценной рыбы (Стерлигова и Ильмаст, 2023). В результате деятельности форелевых хозяйств в воду поступают биогенные вещества, остатки кормов, продукты жизнедеятельности рыб (Михайленко и Стерлигова, 2021; Галахина и Зобков, 2022), вследствие чего снижается качество воды, учащаются эпизоды ее «цветения», увеличивается количество взвешенного органического вещества в воде и ее мутность, ухудшаются кислородные условия, меняется трофический статус экосистем озер (Кучко и Савосин, 2020; Савосин и др., 2023; Стерлигова и др., 2023; Tekanova et al., 2024). Подобные изменения представляют опасность для чувствительных водных экосистем, что актуализирует мониторинговые наблюдения в озерах, в которых располагаются форелевые хозяйства.

Оз. Вендюрское – одно из малых озер южной Карелии, использующихся в рыбоводных целях, где с 2011 г. действует форелевое хозяйство. Это озеро – типичный для территории Карелии малый водоем ледникового происхождения (Тержевик и др., 2010). Озеро является одним из наиболее хорошо изученных малых озер Карелии. В 1994-2006 гг. на этом озере проводились ежегодные комплексные гидрофизические исследования, включающие установку автономных станций и сезонные пространственные измерения температуры воды, течений, потоков солнечной радиации и содержания растворенного кислорода, с наибольшим вниманием к периоду ледостава (Петров и др., 2006; Terzhevik et al., 2009; Тержевик и др., 2010; Leppäranta et al., 2010). Начиная с июля 2007 г. до настоящего времени, измерения проводятся в годовом цикле (Пальшин и др., 2022; Здоровеннова и др., 2024; Смирнов и др., 2024). Накопленный массив многолетних данных позволил установить особенности ледового, термического, гидродинамического, кислородного режимов этого озера. По данным измерений температуры воды в 2007-2020 гг. на автономной станции разработана эмпирическая модель термической структуры для периода открытой воды (Пальшин и др., 2022). Установлено, что в годы с прохладной ветреной погодой озеро полностью перемешивается несколько раз за период открытой воды, но на фоне аномально жаркой погоды продолжительность стратификации может превышать 3 месяца, и режим перемешивания озера становится димиктическим (Ефремова и др., 2015; Смирнов и др., 2024). Выявлены изменения в ледовом режиме озера на фоне потепления регионального климата – уменьшение толщины льда и изменение его структуры за счет увеличения доли белого льда (Zdorovennova et al., 2025). Установлено ухудшение кислородных условий зимой в период деятельности форелевого хозяйства (Здоровеннова и др., 2024),

однако существенного увеличения концентрации хлорофилла «а» в озере в первые 10 лет деятельности хозяйства не обнаружено (Здоровеннов и др., 2021). Выявленные изменения ледового, термического и кислородного режимов оз. Вендюрское под влиянием изменений регионального климата и антропогенной деятельности актуализируют мониторинговые измерения на этом озере.

В данной работе проанализированы особенности изменения температуры воды и содержания растворенного кислорода в оз. Вендюрское в период с октября 2022 г. по октябрь 2024 г. и проведено сравнение с данными предыдущих лет измерений (2007-2022 гг.). Цель исследования – выявление изменений в термическом и кислородном режимах и режиме перемешивания малого озера южной Карелии на фоне изменений регионального климата.

2. Материалы и методы

Озеро Вендюрское (62°10´– 62°20´ с.ш., 33°10´– 33°20 в.д.) располагается на водосборе р. Суны, впадающей в Онежское озеро. Это озеро ледникового происхождения; по размеру, особенностям строения котловины и трофическому статусу оно довольно типично для территории Карелии (Тержевик и др., 2010). Площадь поверхности озера составляет 10.4 км^2, объем вод – 0.06 км^3 (Озера..., 2013). Максимальная глубина –12.6 м, средняя – 5.3 м. Озеро покрыто льдом в период с середины ноября-начала декабря до конца апреля-начала мая (ледостав продолжается в разные годы 146-192 сут.) (Zdorovennov et al., 2013; Zdorovennova et al., 2021). В период ледостава и летом при усилении стратификации в придонных слоях глубоководной котловины развиваются анаэробные условия (Terzhevik et al., 2009; Zdorovennova et al., 2016). Садки форелевого хозяйства располагаются вблизи южного берега озера и в отчлененном заливе (Рис. 1).

В центре озера в районе максимальных глубин, начиная с июля 2007 г. до настоящего времени, находится автономная станция – коса, оснащенная датчиками температуры и растворенного кислорода RBR Ltd (точность по температуре 0.001 °C, диапазон по кислороду 0-150%, точность 1%). Глубина станции 11.3 м. Дискретность измерений – одна минута, расстояние между датчиками по вертикали составляет 0.25-2.0 м с меньшим расстоянием в придонном слое. Измерения проводятся в круглогодичном режиме. В начале лета и осенью косу извлекают из озера для снятия данных, калибрации датчиков и замены элементов питания, затем помещают на прежнее место. В период с октября 2013 г. по октябрь 2014 г. измерения не проводились по техническим причинам.

В данной работе проанализированы данные измерений с октября 2022 г. по октябрь 2024 г.; в этот период датчики температуры на косе располагались на глубинах от 1.65 до 7.65 м через метр, далее на глубинах 8.15, 9.15, 9.65, 10.35, 10.60, 10.90, 11.20 м, датчики кислорода – на глубинах 1.65, 3.65, 5.65, 7.65, 9.65, 10.60 м, в июне-октябре 2024 г. датчики кислорода на глубинах 5.65 и 9.65 м были сняты с косы по техническим причинам. По данным косы установлены даты начала и продолжительность этапов годового термического цикла, периоды стратификации и перемешивания, периоды дефицита кислорода, продолжительность «биологического» лета (периода с температурой воды выше 10 °C).

В качестве факторов, влияющих на скорость потребления растворенного кислорода в озере зимой, использовались дата установления льда и температура придонного слоя воды в конце зимнего сезона.

Содержание кислорода в толще воды было рассчитано на первый C_0 и каждый последующий C_t дни ледостава; затем для каждого дня рассчитывалось отношение C_t/C_0 (Zdorovennova et al., 2016). Показатель C_t/C_0 снижался в течение зимы, отражая общее потребление кислорода в озере. Минимальное значение этого показателя для зимних сезонов 2022/23 и 2023/24 гг. проанализировано совместно с полученными ранее оценками по данным 2008-2021 гг. (Zdorovennova et al., 2021).

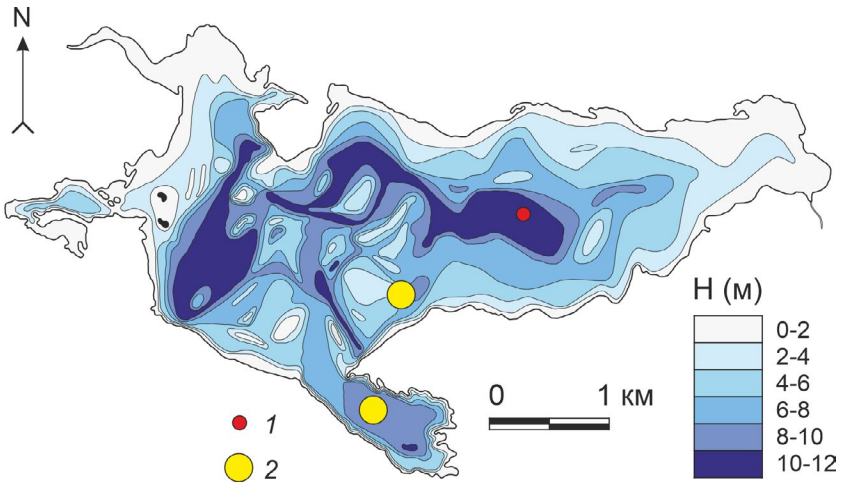


Рис.1. Батиметрическая карта оз. Вендюрское и положение станции измерений (*1*) и форелевых садков (*2*). Количество садков на акватории и в заливе показано схематично, в реальности оно достигает 15-20 шт. на акватории и 10-15 шт. в заливе. В зимний период садки с акватории перемещают в залив.

Параметры устойчивости водной толщи (устойчивость Шмидта, озерное число, число Веддерберна) оценены с помощью программы LakeAnalyzer 2.0 (Read et al., 2011). Проведено сравнение с оценками по данным предыдущих лет измерений на косе (2007-2022 гг.) (Смирнов и др., 2024).

Погодные условия района исследований охарактеризованы по данным метеостанции Петрозаводск (Расписание..., 2025). Проведено сравнение погодных условий периода измерений с климатической нормой 1961-1990 и 1991-2020 гг.

3. Результаты

3.1. Особенности погодных условий в период измерений

Погодные условия района исследований в два последовательных года измерений заметно отличались. Осенне-зимний период 2022/23 г. был существенно теплее нормы, 2023/24 г. – заметно холоднее (Рис. 2, а). Начало и середина лета 2023 г. были холоднее нормы, в 2024 г. – заметно теплее. Август и сентябрь обоих лет были аномально теплыми, превышение нормы достигало 3.0-6.5 °С.

Режим осадков характеризовался неоднородностью и существенными отклонениями от нормы во все сезоны двух лет (Рис. 2, б). Наибольшие положительные отклонения отмечены в июле, октябре и ноябре 2023 г. и марте-апреле 2024 г. В процентном выражении в отдельные месяцы осадков выпадало больше нормы на 200-360%. Жесткий дефицит осадков наблюдался в мае и июне обоих лет, а также августе и сентябре 2024 г. В мае и августе 2024 г. дефицит осадков был наиболее сильно выражен (в три и четыре раза меньше нормы соответственно).

В осенне-зимний период обоих лет ветровая нагрузка (среднесуточная скорость ветра до 5-8 м/с, порывы – до 17 м/с) была существенно больше, чем в период открытой воды (среднесуточная скорость ветра не более 3-5 м/с, порывы – до 12 м/с). Летом 2024 г. наблюдался продолжительный период маловетреной погоды со второй декады июля до начала третьей декады августа: средняя скорость ветра за этот период составила 1.9 м/с.

3.2. Температура воды в осенне-зимний период

В предледоставный период 2022 и 2023 гг. водная толща озера охлаждалась в состоянии гомотермии. Температура воды понизилась до 4 °С 3 ноября 2022 г. и 25 октября 2023 г., и дальнейшее охлаждение до установления льда проходило в полностью перемешанном состоянии водной толщи, что является показателем существенного ветрового воздействия на озеро.

В первую зиму ледовый покров установился 24 ноября 2022 г. при температуре воды в верхнем слое озера 0.22 °С, в придонном – 0.79 °С (среднее по столбу 0.37 °С), взлом льда произошел 3 мая 2023 г., продолжительность ледостава составила 160 сут. (Рис. 3, а). Во вторую зиму лед установился 17 ноября 2023 г. при температуре воды в верхнем слое 0.38 °С, в придонном – 0.65 °С (среднее по столбу 0.56 °С), взлом льда произошел 8 мая 2024 г., продолжительность ледостава составила 174 сут. (Рис. 3, в).

После установления льда температура придонного слоя воды повышалась вследствие теплообмена водной массы с донными отложениями,

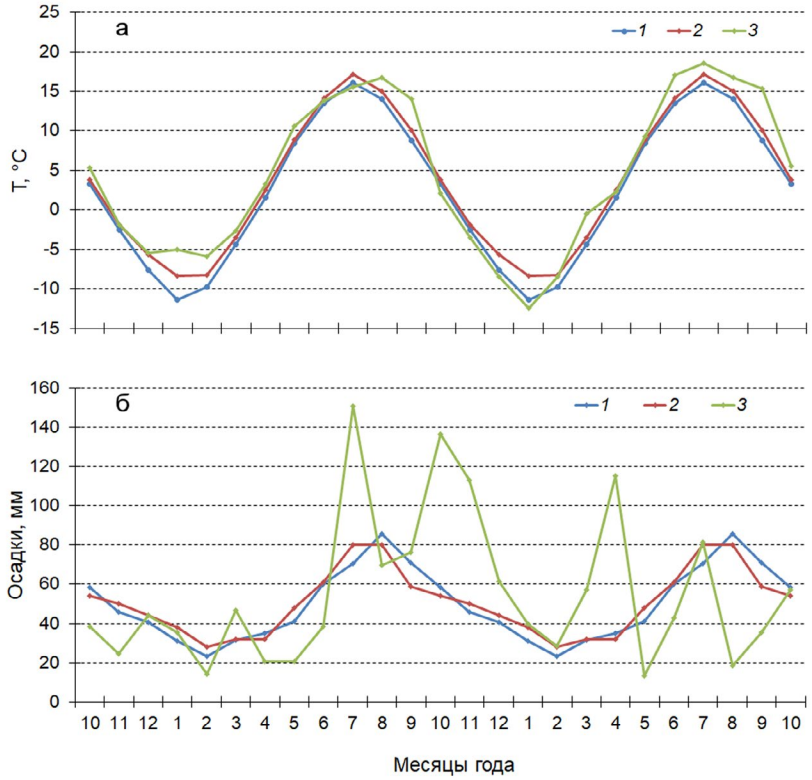


Рис.2. Среднемесячная температура воздуха (а) и осадки (б) в 1961-1990 гг. (*1*), 1991-2020 гг. (*2*) и в период с октября 2022 г. по октябрь 2024 г. (*3*) по данным метеостанции Петрозаводск.

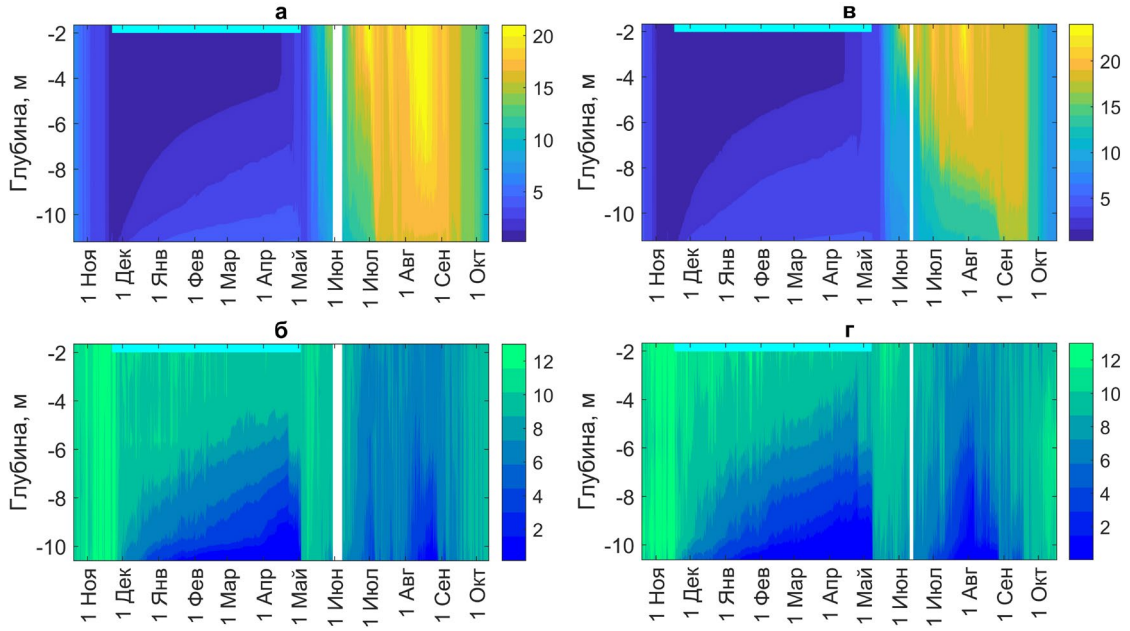


Рис.3. Температура воды, ˚С (а, в) и концентрация растворенного кислорода, мг/л (б, г) в центральной глубоководной части оз. Вендюрское в период с октября 2022 г. по октябрь 2023 г. (а, б) и с октября 2023 г. по октябрь 2024 г. (в, г). Вертикальные белые полосы на графиках – перерыв в измерениях. Горизонтальные голубые полосы – период ледостава.

и достигла 5.1 ˚С к концу первой зимы, 5.3 ˚С – к концу второй. Радиационный подледный нагрев воды и подледная конвекция начались 24 марта 2023 г. и 8 апреля 2024 г. Одной из причин более позднего начала подледной конвекции весной 2024 г. могли быть погодные условия зимнего сезона 2023/24 гг., которые способствовали образованию толстого слоя белого (снежного) льда на озерах южной Карелии. Зимой 2024 г. при общей толщине льда оз. Вендюрское 55 см, толщина кристаллического льда составляла всего 20 см (36%), а слои белого льда и влажного снега между слоями льда – 35 см (64%) (Zdorovennova et al., 2025). В 2023 г. общая толщина льда была несколько больше (59 см), а толщина белого льда немного меньше (33 см или 55% от общей толщины льда), снег отсутствовал. Белый лед и снег эффективно ослабляют солнечную радиацию (Петров и др., 2005). Большая толщина белого льда с прослойками снега в 2024 г. препятствовала проникновению потока солнечной радиации под лед и сдерживала начало периода конвекции.

Конвекция продолжалась в оба года до взлома льда, охватив водную толщу до глубины 8-9 м. Температура конвективного слоя достигла к концу ледостава 3.70 ˚С в 2023 г. и 3.95 ˚С в 2024 г. После взлома льда в течение нескольких часов произошло полное перемешивание водной толщи озера, и температура понизилась по всему водному столбу до 2.8 ˚С в 2023 г. и 3.3 ˚С в 2024 г.

3.3. Растворенный кислород в осенне-зимний период

В предледоставный период в оба года водная толща озера была хорошо насыщена кислородом (11-12 мг/л) (Рис. 3, б, г). С началом ледостава уменьшение концентрации кислорода наиболее быстро происходило в придонном слое воды. К началу второй декады января в оба года содержание кислорода уменьшилось до 2 мг/л (насыщение менее 20%) в метровом придонном слое. В первую зиму придонная анаэробная зона достигла толщины 1.5 м к началу апреля, во вторую – уже к середине февраля. Поскольку весенняя конвекция не достигла дна ни в первую, ни во вторую зиму, придонная анаэробная зона просуществовала до конца ледостава, то есть, более 3.5 месяцев в оба года. К концу ледостава содержание кислорода на глубине 5-6 м понизилось до 6-7 мг/л в первую зиму и до 5-6 мг/л во вторую. В верхнем слое озера на протяжении обеих зим содержание кислорода незначительно уменьшалось, при этом периодически отмечались его колебания в пределах 10-12 мг/л. В период весенней подледной конвекции содержание кислорода в конвективном слое понижалось в связи с тем, что в перемешивание вовлекались нижележащие обедненные кислородом слои воды. После взлома льда в оба года произошло полное перемешивание водной толщи озера, при этом происходило насыщение придонных слоев воды кислородом. Содержание кислорода в первые дни после взлома льда составляло 10-11 мг/л по водному столбу в оба года.

3.4. Температура воды в период открытой воды

2023 г. После взлома льда 3 мая 2023 г. водная толща озера оставалась в перемешанном состоянии до 10 мая, то есть, 7 суток; за это время температура воды повысилась до 4.5 ˚С (Рис. 3, а, Рис. 4, а). 10 мая 2023 г. установилась стратификация (разница температуры по столбу воды превысила 1 ˚С), которая, периодически усиливаясь и ослабевая, просуществовала до начала июля. Погодные

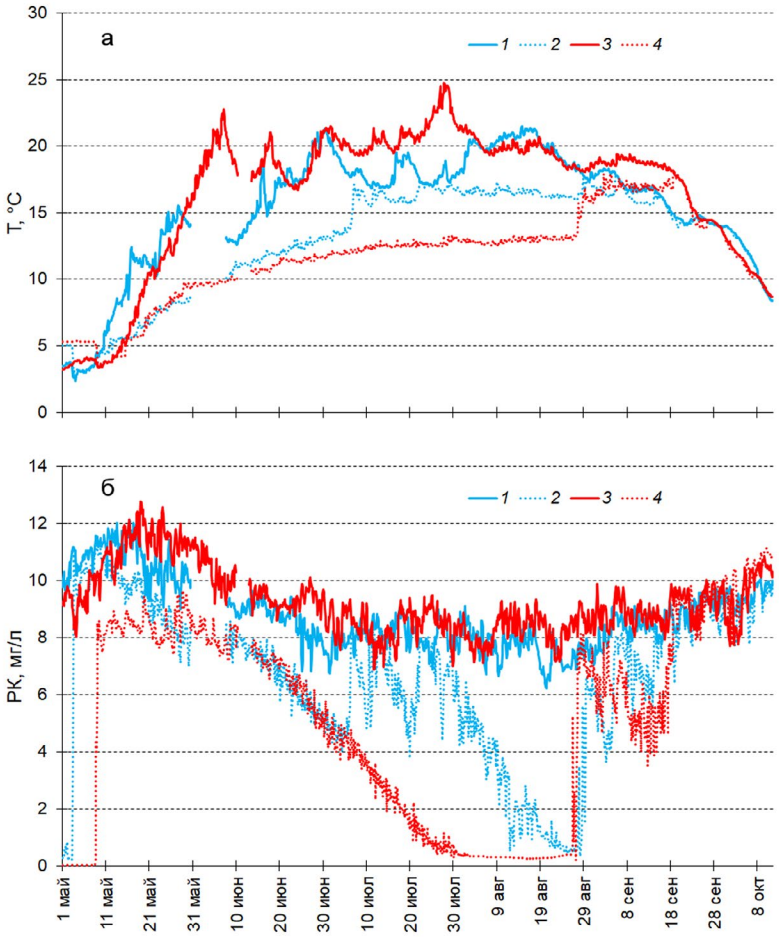


Рис.4. Температура воды (а) и концентрация растворенного кислорода (РК) (б) в верхнем (*1*, *3*) и придонном (*2*, *4*) слоях оз. Вендюрское в 2023 (*1*, *2*) и 2024 гг. (*3*, *4*).

условия в июне и июле 2023 г. были прохладными (температура воздуха ниже нормы 1991-2020 г. на 0.3-1.6 ˚С) и ветреными (скорость ветра до 5-7 м/с, порывы до 14 м/с), что способствовало ослаблению стратификации. В конце июня температура верхнего слоя озера достигла 21.3 ˚С, после чего на протяжении недели понизилась до 17.9 ˚С. Полное перемешивание водной толщи произошло 6-7 июля, при этом температура придонного слоя воды скачкообразно повысилась более чем на 3 ˚С и достигла 17.1 ˚С. Водная толща на фоне прохладной и ветреной погоды на протяжении всего июля 2023 г. оставалась в слабо стратифицированном или перемешанном состоянии при температуре по столбу воды от 15.6 до 19.3 ˚С. В августе стратификация усилилась, 14 августа был достигнут годовой максимум температуры верхнего слоя воды 21.5 ˚С. Этап осеннего охлаждения начался после 17 августа, когда был достигнут годовой максимум теплосодержания столба воды. Температура верхнего слоя понижалась со средней скоростью 0.3 ˚С /сут. до 29 августа, когда произошло полное перемешивание водной толщи. Годовой максимум температуры воды придонного слоя 17.8 ˚С был достигнут 5 сентября 2023 г. На фоне теплых погодных условий первой половины сентября 2023 г. водная толща озера переходила в состояние слабой стратификации 1-5 и 8-15 сентября. С середины сентября водная толща охлаждалась в полностью перемешанном состоянии до установления льда. Скорость понижения температуры воды в октябре достигала 0.4 ˚С/сут. Продолжительность периодов с разницей температуры по столбу воды более 1 ˚С составила в 2023 г. 94 сут., более 2 ˚С – 71 сут. Период осеннего охлаждения (с 17 августа до перехода температуры воды через 4 ˚С в сторону понижения 25 октября) продолжался 79 суток. «Биологическое» лето продолжалось в 2023 г. с 15 мая по 8 октября, то есть, 146 суток.

2024 г. После взлома льда 8 мая 2024 г. водная толща находилась в перемешанном состоянии 8 суток. С 16 мая установилась стратификация, которая, периодически усиливаясь при жаркой погоде и ослабевая при прохождении циклонов, просуществовала до конца второй декады сентября (Рис. 3, в, Рис. 4, а). Продолжительность периодов с разницей температуры по столбу воды более 1 ˚С в 2024 г. составила 119 сут., более 2 ˚С – 108 сут. Температура верхнего слоя озера с конца мая до конца второй декады сентября превышала 17-18 ˚С, годовые максимумы температуры верхнего слоя 24.7 ˚С и теплосодержания столба воды были достигнуты 28 июля. После этого в течение недели температура верхнего слоя резко понизилась до 19.4 ˚С, к концу августа – до 18.3 ˚С. Однако на фоне аномальной для сентября теплой погоды (превыше-

ние нормы 1961-1990 г. на 6.5 ˚С) понижение температуры воды верхнего слоя замедлилось, и до конца второй декады сентября она изменялась в пределах 17.3-19.2 ˚С. Температура воды придонного слоя глубоководной котловины к концу мая повысилась до 10 ˚С, к середине июля – до 12 ˚С, к концу августа – до 13 ˚С. В конце августа произошло скачкообразное повышение температуры воды придонного слоя до 16–17 ˚С, и на этом уровне она оставалась до конца второй декады сентября, когда был достигнут годовой максимум 18.1 ˚С. С 20 сентября началось быстрое охлаждение водной толщи озера в полностью перемешанном состоянии, и в период до 17 октября 2024 г. (последний день анализируемого периода) средняя скорость понижения температуры воды составляла 0.36 ˚С/сут. «Биологическое» лето продолжалось в 2024 г. с 19 мая по 8 октября, то есть, 142 сут.

3.5. Растворенный кислород в период открытой воды

В первые дни после взлома льда концентрация кислорода постепенно увеличивалась и достигла максимума в середине мая в оба года (11-12.5 мг/л в верхнем слое озера) (Рис. 3, б, г, Рис. 4, б).

2023 г. Весной 2023 г. в придонном слое концентрация кислорода, начиная с 10 мая, понижалась и к концу июня достигла 5 мг/л. Однако после перемешивания водной толщи в начале июля 2023 г., кислородные условия в озере улучшились, наблюдалось лишь кратковременное снижение кислорода до 4-5 мг/л в придонном слое 9-11, 19-21 и 27 июля. На фоне усиления стратификации на протяжении августа 2023 г. происходило быстрое снижение концентрации кислорода в придонном слое, и к 10 августа она понизилась до 2 мг/л. Анаэробная зона достигла толщины 1.5 м к 20 августа 2023 г. После полного перемешивания озера в конце августа концентрация кислорода в придонном слое резко увеличилась до 8 мг/л. В сентябре при установлении слабой стратификации происходило снижение кислорода в придонном слое до 4-6 мг/л. На этапе осеннего охлаждения в сентябре и октябре 2023 г. наблюдалось постепенное увеличение концентрации кислорода до 10 мг/л.

2024 г. В период открытой воды 2024 г. истощение кислорода в придонном слое центральной котловины озера началось с конца мая (Рис. 3, г, Рис. 4, б), и к середине июля толщина придонной зоны с концентрацией кислорода меньше 2 мг/л достигла одного метра, а к началу августа – 3 м. Придонная анаэробная зона существовала около 1.5 месяцев и была разрушена в конце августа (Рис. 3, г, 4, б). В сентябре содержание кислорода в придонном слое центральной котловины составляло 4-6 мг/л, в октябре – 8-10 мг/л.

В верхнем слое содержание кислорода в середине мая достигало 12-12.5 мг/л, предположительно, на фоне активного развития фитопланктона, в июне-сентябре – изменялось в пределах 7-10 мг/л, в октябре – повысилось до 11-12 мг/л.

3.6. Параметры устойчивости водной толщи озера в 2023 и 2024 гг.

Устойчивость водной толщи оз. Вендюрское в периоды открытой воды 2023 и 2024 гг. существенно отличалась. В 2023 г. максимальные значения устойчивости Шмидта *St* достигали 40-70 Дж/м^2 в третью декаду июня, и не превышали 35 Дж/м^2 в конце мая, июне и августе (Рис. 5, а). Уменьшение *St* до близких к нулю значений в первую декаду мая, в начале июня, июле и с середины сентября соответствует периодам полного перемешивания водной толщи. В 2024 г. значения *St* были существенно больше, чем в 2023 г., превышая 40 Дж/м^2 с конца мая до начала августа. Значения *St* более 60-100 Дж/м^2 соответствовали моментам обострения стратификации в июне и последнюю декаду июля 2024 г. В августе и сентябре значения *St* двух лет были соизмеримы.

Характерные значения озерного числа *Ln* в 2023 г. изменялись в пределах 2-4 с максимумами до 6-10, в 2024 г. – в конце июля-начале августа достигали 10-16 (Рис. 5, б).

Число Веддерберна в оба года с июня до второй декады сентября достигало 10-40, некоторые дни 2024 г. превышало 50-70 (Рис. 5, в).

4. Обсуждение

4.1. Ледовая фенология оз. Вендюрское

Даты установления и взлома льда, как и продолжительность ледостава на малом озере Вендюрское в южной Карелии в зимние сезоны 2022/23 и 2023/24 гг. попали в диапазоны многолетних значений 1994-2021 гг. (Рис. 6).

Несмотря на потепление регионального климата (рост среднегодовой температуры воздуха в 1976-2023 гг. на +0.56-0.61˚С за 10 лет, средней температуры с ноября по апрель на +0.7 ˚С за 10 лет, с мая по октябрь на +0.43˚С за 10 лет (Ефремова и др., 2024; Смирнов и др., 2024; Zdorovennova et al., 2025)), изменения ледовой фенологии на оз. Вендюрское за 30-летний период статистически не значимы. Причиной этого может быть недостаточная длина рядов наблюдений на этом озере, так как для нескольких разнотипных озер Карелии, на которых измерения проводятся за большие периоды времени, выявлены статистически значимые изменения ледовой фенологии. В частности, показано, что в 1950-2021 гг. как в крупных озерах Карелии Онежское, Сегозеро, Топозеро, Выгозеро, так и в средних по площади Сямозеро, Водлозеро, Ведлозеро (60-320 км^2) и малых Ругозеро, Тулмозеро, (площадь менее 15 км^2) происходило смещение сроков установления льда к более поздним датам на 1.3-4.1 сут. за 10 лет, а сроков очищения ото льда к более ранним на 1.1-2.0 сут. за 10 лет. В результате этих изменений продолжительность ледостава сократилась на этих озерах на 18-30 суток по сравнению со среднемноголетними значениями (Ефремова и др., 2024).

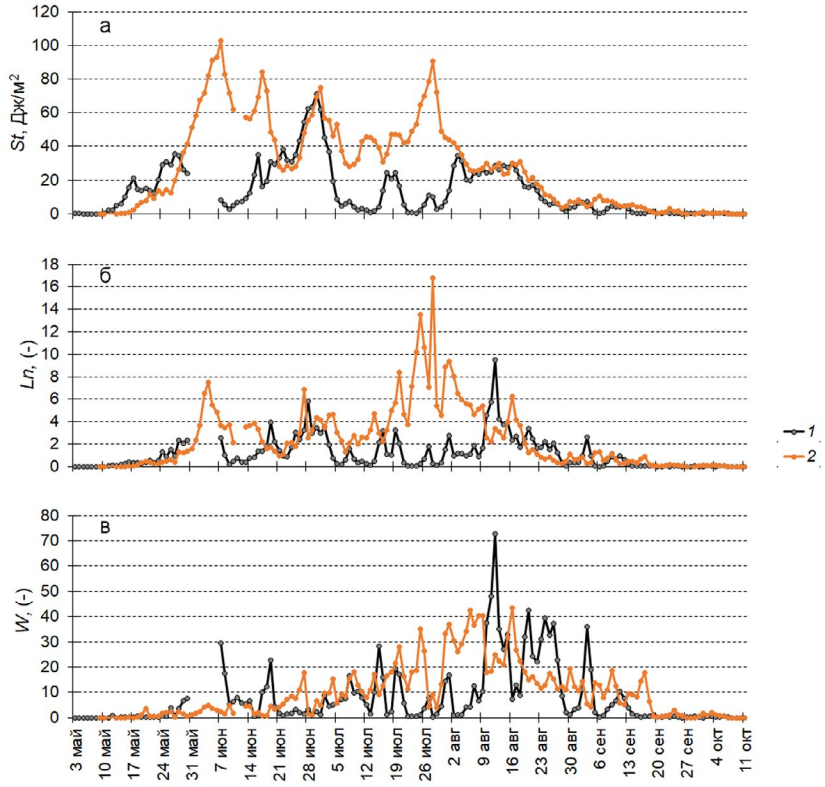


Рис.5. Устойчивость Шмитда *St* (а), озерное число *Ln* (б) и число Веддерберна *W* (в) в периоды открытой воды 2023 (*1*) и 2024 (*2*) гг.

Ранее для периода 1994-2020 гг. были получены значимые корреляционные зависимости дат установления и взлома льда в оз. Вендюрское от температуры воздуха в октябре-ноябре и апреле (Здоровеннова и др., 2022). По данным метеостанции Петрозаводск за период с 1994 по 2024 гг. температура воздуха в апреле практически не изменилась (скорость роста 0.03 °С за 10 лет), в октябре – незначительно увеличилась (скорость роста 0.1 °С за 10 лет), в ноябре – увеличилась существенно (скорость роста 1 °С за 10 лет). Можно предположить, что при сохранении существующих тенденций изменения температуры воздуха в октябре, ноябре и апреле можно ожидать сокращения продолжительности ледостава в оз. Вендюрское, главным образом, за счет более позднего установления льда.

4.2. Стратификация водной толщи и режим перемешивания

Формирование стратификации водной толщи в оз. Вендюрское обычно происходит в середине-конце мая (Смирнов и др., 2024). Однако летом над территорией Карелии часто проходят циклоны (Назарова, 2021), сопровождающиеся усилением ветра и понижением температуры воздуха на 5–10°С в течение нескольких дней. Такие погодные условия способствуют конвективному и ветровому перемешиванию, что может приводить к ослаблению стратификации и полному перемешиванию водной толщи (Mammarella et al., 2018). Согласно данным измерений в 2008-2021 гг., водная масса оз. Вендюрское на этапе открытой воды полностью перемешивалась несколько раз,

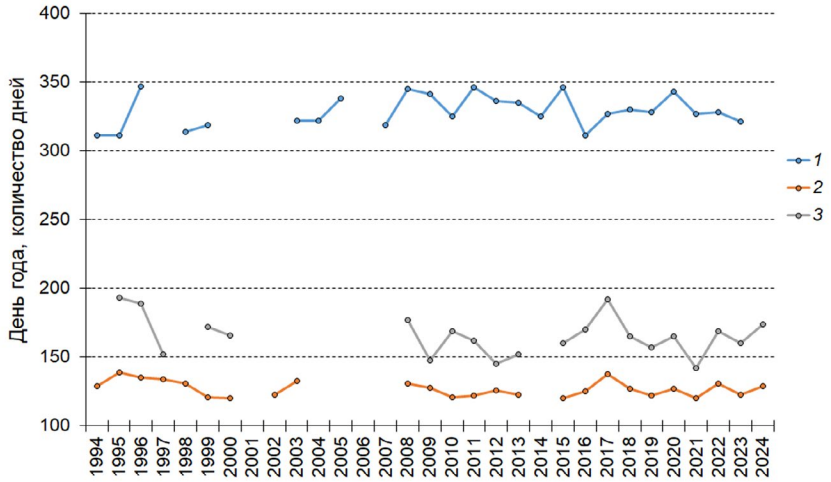


Рис.6. Даты начала (*1*), окончания (*2*) и продолжительность ледостава (*3*) в оз. Вендюрское в 1994-2024 гг.

то есть режим перемешивания озера был полимиктическим (Гавриленко и др., 2018; Пальшин и др., 2022). Даже в аномально теплый по погодным условиям июля и августа 2010 г. (Ефремова и др., 2015; Смирнов и др., 2024) с превышением нормы 1961-1990 гг. по температуре воздуха на 3-6 ˚С, стратификация, установившаяся в мае, в июне была разрушена на фоне продолжительного похолодания, то есть, режим перемешивания озера не был димиктическим. В 2022 г. впервые за период наблюдений на автономной станции режим перемешивания оз. Вендюрского характеризовался всего двумя периодами полного перемешивания водной толщи – весной после схода льда (с 10 по 26 мая) и осенью (с 1 сентября до установления льда), то есть был димиктическим (Смирнов и др., 2024). В период открытой воды 2024 г. режим перемешивания озера, как и в 2022 г., также был димиктическим. Стратификация установилась 16 мая и была разрушена лишь во второй декаде сентября. Причиной этого были довольно теплые погодные условия всех месяцев с мая по сентябрь (среднемесячная температура воздуха в эти месяцы превышала норму 1961-1990 гг. на 0.9-6.5 ˚С) и пониженная ветровая нагрузка. Все это способствовало усилению устойчивости водной толщи оз. Вендюрское и препятствовало ее полному перемешиванию. Можно предположить, что при сохранении тенденции потепления южной Карелии, режим перемешивания оз. Вендюрское будет все чаще становиться димиктическим, что согласуется с результатами модельных расчетов, предсказывающих такое изменение режима перемешивания озер умеренной зоны на фоне потепления климата (Kirillin, 2010). Очевидно, что такое изменение режима перемешивания будет представлять опасность для экосистемы озера, в первую очередь, за счет ухудшения кислородных условий.

На фоне теплой маловетреной погоды периода открытой воды 2024 г. устойчивость водной толщи оз. Вендюрское была выражена сильнее, чем в предыдущие годы (Рис. 7). Количество дней со значениями озерного числа $Ln > 1$, числа Веддерберна $W > 3$ и >10, устойчивости Шмидта $St >$ 5-30 Дж/м^2 в 2024 г. было больше, чем в предыдущие годы или соизмеримо с наиболее теплыми летними сезонами (2010, 2013, 2016 и 2022 гг.). Период с разницей температуры по столбу воды >1 ˚С в оз. Вендюрское в 2024 г. продолжался 119 сут. с середины мая до конца сентября, что заметно превосходит данные предыдущих лет исследований (63-98 сут.) (Рис. 7, в). Период с разницей температуры по водному столбу >2 ˚С в 2024 г. продолжался 108 сут., в предыдущие годы – от 38 до 96 сут.

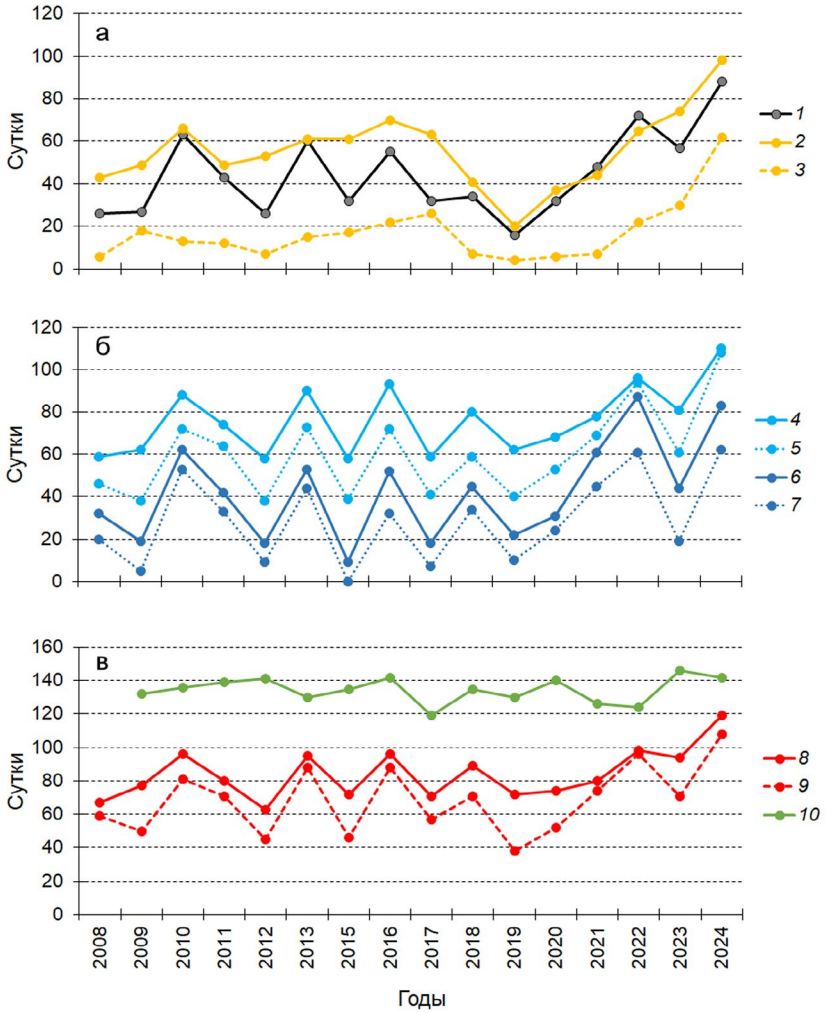


Рис.7. Количество дней в разные годы с характерными значениями параметров устойчивости водной толщи оз. Вендюрское: а – $Ln > 1$ (*1*), $W > 3$ (*2*), $W > 10$(*3*), б – $St > 5$ (*4*), $St > 10$ (*5*), $St > 20$ (*6*), $St > 30$ (*7*), в – dT > 1 ˚С (8), dT > 2 ˚С (9), продолжительность «биологического» лета, когда температура верхнего слоя воды выше 10 ˚С (*10*).

За 15 лет измерений температуры воды на автономной станции в центральной части оз. Вендюрского не выявлено статистически значимого увеличения продолжительности «биологического» лета (Рис. 7, в). В годы измерений «биологическое» лето продолжалось от 119 до 146 сут., то есть, межгодовая изменчивость этого периода почти достигала месяца. Наиболее раннее начало этого периода – 14 мая 2016 г., наиболее позднее – 6 июня 2017 г. Наиболее раннее окончание «биологического» лета – 24 сентября 2019 г., наиболее позднее – 15 октября 2020 г. Анализ связи между продолжительностью «биологического» лета и температурой воздуха в мае и сентябре (коэффициенты детерминации 0.34 и 0.52 соответственно) показал, что более значима связь с температурой воздуха в сентябре.

4.3. Кислородный режим

Масштабные исследования озер умеренной зоны выявили ухудшение их кислородного режима за последние 60 лет на фоне увеличения продолжительности летней стратификации в результате потепления климата (Jane et al., 2021; Jansen et al., 2024). Результаты модельных расчетов подтверждают этот вывод: прогнозируется уменьшение содержания кислорода в озерах при повышении температуры воды и усилении стратификации водной толщи, препятствующей аэрации придонных слоев (Golosov et al., 2012).

Длительная стратификация летом 2024 г. спровоцировала аномальную продолжительность периода гипоксии (концентрация кислорода менее 2 мг/л) в придонном слое центральной котловины оз. Вендюрского, которая существовала почти 1.5 месяца с 14 июля по 26 августа. В предыдущие годы исследований, за исключением 2010 и 2022 гг., столь длительного периода дефицита кислорода летом не отмечалось, придонная гипоксия продолжалась не более 2-3 недель (Ефремова и др., 2015; Zdorovennova et al., 2016). В 2010 и 2022 гг. на фоне жаркой маловетреной погоды придонная гипоксия также продолжалась с середины июля до конца августа (Ефремова и др., 2015).

В будущем при сохранении темпов регионального потепления можно ожидать ухудшения кислородных условий в оз. Вендюрское при увеличении периода стратификации.

Кислородный режим озера в период ледостава в 2022/23 и 2023/24 гг. характеризовался длительным – более четырех месяцев – существованием придонной анаэробной зоны в центральной котловине озера. По данным 2007-2020 гг. было показано, что наиболее неблагоприятные кислородные условия складываются в оз. Вендюрское в зимы с ранним ледоставом и высокой температурой придонного слоя воды в конце зимы (Zdorovennova et al., 2021). Значения показателя C_t/C_0 для зимних сезонов 2022/23 и 2023/24 гг. были проанализированы совместно с данными 2007-2021 гг. (Рис. 8). Линейная корреляция минимальных значений C_t/C_0 в конце зимы с датой установления льда (Рис. 8, а) и максимальной температурой придонной воды за зиму (Рис. 8, б) по данным 2007-2024 гг. характеризуется довольно высокими значениями коэффициента детерминации (0.36 и 0.53 соответственно). Если предположить, что даты установления льда на оз. Вендюрское будут сдвигаться на более поздние сроки, то в зимний период можно ожидать улучшения кислородных условий.

5. Заключение

Проведенный анализ данных автономной станции в небольшом озере Вендюрское южной Карелии позволил выявить особенности температурного и кислородного режимов и режима перемешивания в период с октября 2022 г. по октябрь 2024 г. Погодные условия периода исследований обусловили изменения как в продолжительности стратификации и гипоксии в летний период, так и изменение режима перемешивания озера в 2024 г.

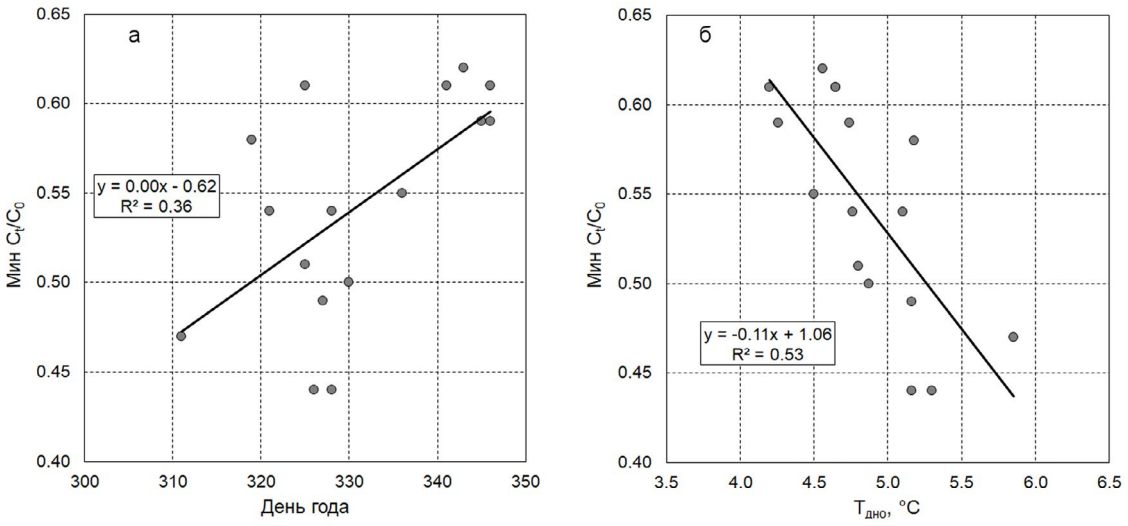


Рис.8. Минимальное значение C_t/C_0 в конце зимы в 2007-2024 гг. в зависимости от даты установления льда (а) и температуры придонного слоя воды в конце зимы (б). Прямые линии – линейные тренды.

В период открытой воды 2024 г., как и ранее в 2022 г., режим перемешивания оз. Вендюрское соответствовал димиктическому типу (с двумя периодами полного перемешивания водной толщи – весной после схода льда и осенью), в другие годы измерений режим перемешивания озера был полимиктическим (несколько эпизодов перемешивания за период открытой воды).

Можно предположить, что при текущих тенденциях региональной климатической изменчивости (повышение температуры летних месяцев), существует опасность того, что озеро Вендюрское все дольше будет оставаться стратифицированным в период открытой воды, и его режим перемешивания все чаще будет димиктическим. Наряду с деятельностью форелевого хозяйства, это в перспективе грозит существенным ухудшением кислородных условий, что актуализирует необходимость продолжения мониторинговых измерений температуры и растворенного кислорода в этом озере.

Истощение кислорода в озере в зимний период больше в зимы с более ранним ледоставом и более высокой температурой придонной воды. Учитывая зависимость дат установления льда на озере от температуры воздуха в ноябре, можно предположить, что при продолжающемся потеплении осеннего периода начало ледостава в оз. Вендюрское будет сдвигаться на более поздние сроки, и кислородные условия в озере зимой будут улучшаться.

Благодарности

Исследование выполнено в рамках темы государственного задания Карельского научного центра РАН «Роль гидрофизических процессов в экосистемах мелководных озер. Современное состояние и прогноз развития экосистем малых озер Карелии при антропогенном воздействии и климатических изменениях» FMEN-2021-0019. Авторы выражают благодарность Митрохову А.В. за помощь в проведении полевых исследований.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Гавриленко Г.Г., Здоровеннова Г.Э., Волков С.Ю. и др. 2018. Устойчивость водной массы и ее влияние на кислородный режим полимиктического озера. Геополитика и экогеодинамика регионов 4(14): 57-71.

Галахина Н.Е., Зобков М.Б. 2022. Гидрохимические исследования в районе расположения форелевых хозяйств в Кондопожской губе Онежского озера в зимний период 2022 года. Труды КарНЦ РАН 6: 76-87. DOI: 10.17076/lim1599

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Здоровеннова Г.Э. и др. 2015. Влияние экстремально жаркого лета 2010 г. на температуру воды и распределение кислорода в озерах Карелии. Метеорология и гидрология 9: 67-75.

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Кравченкова Т.Г. и др. 2024. Влияние изменений климата на термический и ледовый режим озер Карелии по данным многолетних наблюдений (1950-2021 гг.). Тезисы докладов Всероссийской научной конференции “Лимнология в России”, посвященной 80-летию Института озероведения Российской академии наук. Санкт-Петербург, 12–14 февраля 2024 г. Санкт-Петербург: РАН, С. 160-161. DOI: 10.12731/978-5-907645-54-7

Здоровеннова Г.Э., Голосов С.Д., Пальшин Н.И. и др. 2022. Зимний термический и ледовый режимы малых озер Карелии на фоне региональной климатической изменчивости. Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле 67(1): 138-155. DOI: 10.21638/spbu07.2022.108

Здоровеннова Г.Э., Пальшин Н.И., Здоровеннов Р.Э. и др. 2024. Кислородный режим озера Вендюрское в условиях функционирования форелевого хозяйства. Труды КарНЦ РАН. Серия Экологические исследования 8: 73-83. DOI: 10.17076/eco1988

Здоровеннов Р.Э., Ефремова Т.В., Пальшин Н.И. и др. 2021. Роль термогидрофизических процессов в распределении хлорофилла «а» в водной толще малого мезотрофного озера. Известия Русского географического общества 153(3): 47-62. DOI: 10.31857/S0869607121030083

Кучко Я.А., Савосин Е.С. 2020. Оценка состояния сообществ зоопланктона и макрозообентоса экосистемы Маслозера в зоне размещения форелевого хозяйства. Рыбоводство и рыбное хозяйство 5(172): 10-20.

Михайленко В.Г., Стерлигова О.П. 2021. Некоторые экологические аспекты садкового выращивания радужной форели. Труды КарНЦ РАН Серия Экологические исследования 12: 82-90. DOI: 10.17076/eco1509

Назарова Л.Е. 2021. Климатические условия на территории Карелии. В: Современные исследования водоемов Севера: учебное пособие. Петрозаводск: КарНЦ РАН, С. 7–16.

Озера Карелии. Справочник. 2013. В: Филатова Н.Н., Кухарева В.И. (Ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Пальшин Н.И., Ефремова Т.В., Богданов С.Р. и др. 2022. Эмпирическая модель термической структуры малого полимиктического озера для периода открытой воды. Известия Русского географического общества 154(2): 61-76. DOI: 10.31857/S0869607122020033

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Здоровеннов Р.Э. и др. 2006. Особенности термической структуры мелководного озера в начале зимы. Водные ресурсы 33(2): 154-162.

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Пальшин Н.И. и др. 2005. Поглощение солнечной радиации снежно-ледовым покровом озер. Водные ресурсы 32(5): 546-554.

Расписание погоды. 2025. Сайт. Rp5.ru URL: https://rp5.ru/ (дата обращения 8 июля 2025 г.).

Савосин Е.С., Кучко Я.А., Савосин Д.С. и др. 2023. Гидробиоценозы озера Малое Янисъярви (Южная Карелия) в условиях товарного выращивания форели. Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство 4: 26-33. DOI: 10.24143/2073-5529-2023-4-26-33

Смирнов С.И., Здоровеннов Р.Э., Ефремова Т.В. и др. 2024. Параметры устойчивости водной толщи небольшого полимиктического озера в разные по погодным условиям годы. Водные ресурсы 51(3): 345-360. DOI: 10.31857/S0321059624030115

Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В. 2023. Ихтиологические и гидробиологические исследования в Карелии. Труды Карельского научного центра РАН 3: 113-124. DOI: 10.17076/eco1777

Стерлигова О.П., Савосин Е.С., Кучко Я.А. и др. 2023. Состояние экосистемы озера Хедо (Западная Карелия) в условиях рыбоводной деятельности. Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство 2: 15-23. DOI: 10.24143/2073-5529-2023-2-15-23

Тержевик А.Ю., Пальшин Н.И., Голосов С.Д. и др. 2010. Гидрофизические аспекты формирования кислородного режима мелководного озера, покрытого льдом. Водные ресурсы 37(5): 568-579.

Desgué-Itier O., Melo Vieira Soares L., Anneville O. et al. 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. Hydrology and Earth System Sciences 27: 837-859. DOI: 10.5194/hess-27-837-2023

Filatov N., Baklagin V., Efremova T. et al. 2019. Climate change impacts on the watersheds of lakes Onego and Ladoga from remote sensing and in situ data. Inland Waters 9(2): 130-141. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533355

Golosov S., Zverev I., Terzhevik A., et al. 2012. Climate change impact on thermal and oxygen regime of shallow lake. Tellus, Series A: Dynamic Meteorology and Oceanography. 64(1): 17264. DOI: 10.3402/tellusa.v64i0.17264

Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M. et al. 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. Nature 594: 66-70. DOI: 10.1038/s41586-021-03550-y

Jansen J., Simpson G.L., Weyhenmeyer G.A. et al. 2024. Climate-driven deoxygenation of northern lakes. Nature Climate Change 14(8): 832-838. DOI: 10.1038/s41558-024-02058-3

Kirillin G. 2010. Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. Boreal Environment Research 15: 279-293.

Leppäranta M., Terzhevik A., Shirasawa K. 2010. Solar radiation and ice melting in Lake Vendyurskoe, Russian Karelia. Nordic Hydrology 41(1): 60-62. DOI: 10.2166/nh.2010.122

Magee M.R., Wu C.H. 2017. Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. Hydrology and Earth System Sciences 21: 6253-6274. DOI: 10.5194/hess-21-6253-2017

Mammarella I., Gavrilenko G., Zdorovennova G. et al. 2018. Effects of similar weather patterns on the thermal stratification, mixing regimes and hypolimnetic oxygen depletion in two boreal lakes with different water transparency. Boreal Environment Research 23: 237-247.

North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. Global Change Biology 20: 811-823. DOI: 10.1111/gcb.12371

O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K. et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42: 10773-10781. DOI: 10.1002/2015GL066235

Piccioni F., Casenave C., Lemaire B.J. et al. 2021. The thermal response of small and shallow lakes to climate change: new insights from 3D hindcast modelling. Earth System Dynamics 12: 439-456. DOI: 10.5194/esd-12-439-2021

Piccolroaz S., Woolway R.I., Merchant C.J. 2020. Global reconstruction of twentieth century lake surface water temperature reveals different warming trends depending on the climatic zone. Climatic Change 160: 427–442. DOI: 10.1007/s10584-020-02663-z

Pilla R.M., Williamson C.E., Adamovich B.V. et al. 2020. Deeper waters are changing less consistently than surface waters in a global analysis of 102 lakes. Scientific Reports 10: 20514. DOI: 10.1038/s41598-020-76873-x

Råman Vinnå L., Medhaug I., Schmid M. et al. 2021.The vulnerability of lakes to climate change along an altitudinal gradient. Communications Earth and Environment 2(35):1-10. DOI: 10.1038/s43247-021-00106-w

Read J.S., Hamilton D.P., Jones I.D. et al. 2011. Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. Environmental Modelling & Software 26: 1325-1336. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.05.006

Robertson D.M., Imberger J. 1994. Lake Number a Quantitative Indicator of Mixing Used to Estimate Changes in Dissolved Oxygen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 79: 159-176. DOI: 10.1002/iroh.19940790202

Shatwell T., Thiery W., Kirillin G. 2019. Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. Hydrology and Earth System Sciences 23: 1533-1551. DOI: 10.5194/hess-23-1533-2019

Tekanova E., Sidelev S., Kalinkina N. et al. 2024. Toxigenic cyanobacteria and microcystins in a large Northern oligotrophic Lake Onego, Russia. Toxins 16(11): 457. DOI: 10.3390/toxins16110457

Terzhevik A., Palshin N., Mitrokhov A. et al. 2009. Some features of the thermal and dissolved oxygen structure in boreal, shallow ice-covered Lake Vendyurskoe, Russia. Aquatic Ecology 43(3): 617-627. DOI: 10.1007/s10452-009-9288-x

Woolway R.I., Merchant C.J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. Nature Geosciences 12: 271-276. DOI: 10.1038/s41561-019-0322-x

Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A. et al. 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. Nature Communications 12: 2318. DOI: 10.1038/s41467-021-22657-4

Zdorovennova G., Palshin N., Golosov S. et al. 2021. Dissolved Oxygen in a Shallow Ice-Covered Lake in Winter: Effect of Changes in Light, Thermal and Ice Regimes. Water 13(17): 2435. DOI: 10.3390/w13172435

Zdorovennova G., Palshin N., Zdorovennov R. et al. 2016. The oxygen regime of a shallow lake. Geography, Environment, Sustainability 9(2): 47-57. DOI: 10.15356/2071-9388_02v09_2016_04

Zdorovennov R., Palshin N., Zdorovennova G. et al. 2013. Interannual variability of ice and snow cover of a small shallow lake. Estonian Journal of Earth Sciences 61(1): 26-32. DOI: 10.3176/earth.2013.03

Zdorovennova G., Efremova T., Novikova I. et al. 2025. Contrasting Changes in Lake Ice Thickness and Quality Due to Global Warming in the Arctic, Temperate, and Arid Zones and Highlands of Eurasia. Water 17(3):365. DOI: 10.3390/w17030365

Zhang Y., Wu Z., Liu M. et al. 2015. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). Water Research 75: 249-258. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.052

Persistent organic pollutants in hydrobionts in river ecosystems of Crimea

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Malakhova L.V.[1,2]*, Malakhova T.V.[1,2], Statkevich S.V.[1,2], Chesnokova I.I.[1,2], Kurshakov S.V.[1,2], Karpova E.P.[1,2]

[1] *A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, 299011, Russia*
[2] *Research Center for Freshwater and Brackish Water Hydrobiology, Branch of the A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol, 299011, Russia*

ABSTRACT. For the first time, the content of persistent organic pollutants (DDT, its metabolites DDE and DDD, and six indicator congeners of polychlorinated biphenyls) was determined in several fish species (*Alburnoides maculatus*, *Squalius cephalus*, *Neogobius fluviatilis*) and shrimp (*Palaemon adspersus*) in three small Crimean rivers: the Alma, Belbek, and Chernaya. It was revealed that hydrobionts accumulated these substances, the composition and concentration levels of which varied significantly in different areas. In the Crimean spirlin (*Alburnoides maculatus*) in the Belbek River and the silver prussian carp (*Carassius gibelio*) in a lake located in the lower catchment area of the Alma River, the highest concentrations of DDE, exceeding maximum permissible concentrations, as well as a high environmental risk from its impact, were determined. PCBs were either not detected or detected at low concentrations in fish tissue in rivers Alma and Belbek, indicating the absence of industrial sources of pollution, while agricultural pollution remains significant. A difference in the accumulation of persistent organic pollutants was revealed in the organs of the shrimp from the Chernaya River: the concentration of DDE and PCBs in the caviar was 10 to 20 times higher than in the muscle tissue. In the Chernaya River, a high environmental risk associated with the impact of congeners PCB 138 and 153 on the shrimp population was identified.

Keywords: DDE, PCB, *Alburnoides maculatus*, *Squalius cephalus*, *Neogobius fluviatilis*, *Palaemon adspersus*, small rivers, Crimea

For citation: Malakhova L.V., Malakhova T.V., Statkevich S.V., Chesnokova I.I., Kurshakov S.V., Karpova E.P. Persistent organic pollutants in hydrobionts in river ecosystems of Crimea // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 554-565. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-554

1. Introduction

The small rivers of Crimea – Chernaya, Belbek, and Alma – are important in the region, providing drinking water supply to the population and irrigation of agricultural land. At the same time, they are subject to serious pollution by industrial, agricultural, and domestic wastewater. The most dangerous anthropogenic environmental pollutants include persistent organic pollutants (POPs) such as organochlorine pesticides (p,p'-DDT and its metabolites p,p'-DDE and p,p'-DDD) and polychlorinated biphenyls (PCBs). Since the middle of the 20th century, these compounds have been widely used in industry and agriculture, which led to their large-scale distribution in the environment. Due to their exceptional chemical resistance, POPs are able to persist in ecosystems for decades. POPs have low solubility in water, and high – in fats. This property causes their accumulation in the adipose tissues of living organisms and gradual transmission along the food chains, ultimately reaching humans. DDT and PCBs are classified as xenoestrogens, their effect on the endocrine system provokes the development of malignant neoplasms of the thyroid gland (Ejaz et al., 2004).

POPs pose a particular danger to the ecosystems of small rivers. The limited water volume determines the low dilution capacity of such watercourses, which significantly reduces their natural self-purification. Due to the high variability of the hydrological state of small rivers, traditional monitoring of water quality does not always provide a reliable assessment of the level of pollution in their ecosystems. In this regard, in order to more accurately assess the ecological state of rivers

*Corresponding author.
E-mail address: malakhovalv@ibss-ras.ru (L.V. Malakhova)

Received: July 13, 2025; ***Accepted:*** August 04, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

in relation to POPs, their accumulation in bioindicator species, in particular, in malacofauna and ichthyofauna objects, is studied. To date, information on the content of these pollutants in the aquatic organisms of small rivers of the Crimea is limited to two publications, which report significant contamination of DDT and PCBs in fish and amphipods in the midstream Salgira ecosystem (Malakhova et al., 2023) and the content of POPs in aquatic plants and mollusks in the lower reaches of the Chernaya River (Malakhova et al., 2020). Concentrations of POPs in the aquatic organisms of other watercourses in the region, such as the Alma and Belbek Rivers, have not been previously reported. In this regard, the purpose of this work was to determine the levels of accumulation of POPs in the biotic components of ecosystems of small rivers of Crimea to assess their current ecological state.

2. Materials and methods

To fulfill the purpose of work in the summer season of 2024, samples of three species of fish from rivers were collected: Crimean spirlin *Alburnoides maculatus* (Kessler, 1859), chub *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), and monkey goby *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814). Crimean spirlin and chub belong to the Leuciscinae subfamily (Leuciscidae: Cypriniformes). These species differ in biological characteristics. Crimean spirlin, a small fish, a rheophile, keeps on the current in the core sections of the river. They do not make long seasonal migrations, moving along the riverbed is associated with the search for the most favorable conditions, especially during droughts. They are found almost everywhere in the Crimean rivers. The range of nutrition is quite wide, it includes various benthic and planktonic invertebrates, larvae and adult insects that fall into the water, less often algae. They are sensitive to the oxygen content. In fish communities in the Crimean rivers, it is the absolute dominant in number. Life expectancy is relatively short, up to 5 years, but usually 3–4 years. The chub is a eurybiont and a euryphagus, it tries to keep a calm current in the riverbed. In the rivers of Crimea, they usually grow to TL = 20–25 cm at the age of up to 6 years. It does not make large seasonal migrations; it swims along the riverbed in search of the most favorable conditions. The monkey goby *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Gobiidae: Gobiiformes) is a bottom sedentary species that feeds on invertebrates, small fish (young fry), and insect larvae. It rests on a sandy and muddy bottom in the calmest sections of the river. In the rivers of Crimea, it does not grow large (TL up to 12.5 cm, but usually less, age up to 3–4 years).

In the Alma River, sampling included crimean spirlin (38 specimens, avg. TL = 45 mm, avg. W = 1.1 g), chub (4 specimens, TL range 42–116 mm, W range 3–20.7 g), and monkey goby (2 specimens, TLs of 70 and 104 mm, weights of 3.8 and 13.8 g respectively). In the Belbek River, only crimean spirlin were collected (52 specimens, avg. TL = 55 mm, avg. W = 3.6 g). In the lake located in the lower Alma River catchment, five individuals of the prussian carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Cyprinidae: Cypriniformes) averaging 116 mm in TL and weighing 26.5 g each were selected. This alien species, eurybiont and euryphagus with a very wide range of nutrition is common in Crimean stagnant reservoirs (quarries, lakes, ponds, etc.).

In the spring-summer period of 2024, shrimp (*Palaemon adspersus* Rathke, 1837) were caught in the Chernaya River for analysis purposes. Muscle tissue was sampled from 10 individuals (both males and females), as well as eggs (from summer samples).

After trapping and biological analysis, samples of aquatic organisms were frozen and stored at -20 °C. Sample preparation included lyophilic drying for 48 hours, followed by homogenization of the material. Weighs of 5 g of fish homogenate, 3 g of shrimp muscle tissue, and 1.5 g of their eggs were taken for analysis in two replicates. Further processing of the samples included triple ultrasonic extraction for 30 minutes at a temperature of 35 °C using a mixture of polar and non-polar solvents (acetone:hexane, 1:3), followed by purification and evaporation of the extracts in accordance with MVI MN 2352–2005. The analysis was carried out by the gas chromatographic method in the Scientific and Educational Center for Collective Use "Spectrometry and Chromatography" of the Federal Research Center "Institute of Biology of the Southern Seas" on the Chromatech Crystal 5000 chromatograph (Russia) with an electron capture microdetector. The content of p,p'-DDT (hereinafter referred to as DDT), its metabolites p,p'-DDE and p,p'-DDD (hereinafter referred to as DDE and DDD), and six PCB congeners (according to IUPAC No. 28, 52, 101, 138, 153, and 180) was determined. Quantification of POPs was performed by the absolute calibration method within the linear range of the detector. Limits of detection (LOD) were 0.1 ng/g wet weight (ww) for PCBs congeners, DDD, and DDT and 0.03 ng/g ww for DDE. The limits of quantification (LOQ) were 0.1 ng/g and 0.05 ng/g wet weight, respectively. The analytical method was validated through intercalibration exercises organized by the IAEA Marine Environment Laboratories (IAEA-MEL). Absence of laboratory contamination was confirmed by testing blank samples, in which POPs levels were below the detection limit.

The concentrations of individual POPs, as well as the total values (ΣDDT for DDT and its metabolites and Σ6PCB for the six PCB congeners), were calculated as the average values from three analytical replicates and are expressed in ng/g ww.

The environmental risk of POPs impact on aquatic organisms was assessed using the risk factor RQ (Lin et al., 2020): RQ = MEC/PNEC, where MEC means the measured concentration of POPs in aquatic organisms, and PNEC means the concentration of POPs below which no harmful effects on organisms will occur upon exposure. PNECs are typically calculated by dividing the toxicological dose descriptors (LC50 or EC50) by the estimated factor: PNEC = (LC50 or EC50)/Assessment Factor. The most commonly used indicator for calculating PNEC mortality LC50, and the coefficient AF = 1000, were used in the work. LC50 indicators are taken from the open ECOTOX database (Toxicology data...) (Table 1). RQ > 1 means high risk,

$0.1 \leq RQ \leq 1$ means medium risk, $0.01 \leq RQ < 0.1$ means low risk, and $RQ < 0.01$ means insignificant risk (Lin et al., 2020).

Statistical calculations were performed using Microsoft Excel 2016. To assess the statistical significance of differences in POPs accumulation, the non-parametric Mann-Whitney U test was used.

3. Results

The concentration of POPs in the studied samples of hydrobionts varied in a wide range: ΣDDT – from 1.3 to 360.8, Σ6PCB – from «not detected» to 186.2 ng/g (Tables 2, 3).

In all the samples studied, the main component of the DDT triad was the DDE metabolite, while the initial DDT pesticide and the second DDD metabolite were either not detected or were present in low and trace amounts (4.2 ng/g of DDD in the Crimean spirlin from the Belbek river and 0.44 ng/g of DDT in the chub in the Alma River). The highest concentrations of DDE were found in samples of prussian carp from the lake located in the lower Alma River catchment (351.1 ng/g) and Crimean spirlin from the Belbek River (356.5 ng/g). In shrimp muscle samples, only DDE was detected at relatively low concentrations (1.3–3.1 ng/g), in shrimp eggs, the level of DDE (28.4 ng/g) was 10–20 times higher than in their muscles. In male shrimp, muscle DDE concentrations were higher than in females (1.9-3.1 ng/g vs. 1.3-2.6 ng/g), but these differences were not statistically significant ($p > 0.05$).

The maximum concentrations of Σ6PCB were found in shrimp eggs from the Black River (186.2 ng/g), mainly due to PCB 153 (73.3 ng/g) and PCB 138 (93.9 ng/g). In shrimp muscles, the content of Σ6PCB was significantly lower (11.4–37.2 ng/g) than in eggs (Table 3).

Despite the lack of statistical significance ($p = 0.133$), the concentrations of Σ6PCB in male shrimp were more than 1.5 times higher than those in females. The observed pronounced trend requires additional research.

Table 1. Indicators of LC50 of DDT and its metabolites and PCB congeners for fish and crustaceans in freshwater ecosystems (Toxicology data...).

POPs	LC50 (mg/l)	
	Fish	Crustaceans
p,p'-DDE	0.096	0.0535
p,p'-DDD	0.11	0.009
p,p'-DDT	0.08	0.009
PCB 28	0.16	0.16
PCB 52	0.003	0.003
PCB 101	0.01	0.01
PCB 138	0.0026	0.001
PCB 153	0.0013	0.0013
PCB 180	0.025	0.001

In the Crimean spirlin from the Belbek River, PCBs were not found, and the content of PCBs in the Crimean spirlin, chub, and monkey goby from the Alma River was low (0.4–7.7 ng/g).

4. Discussion

Originating on the northern slopes of the Crimean Mountains, the Alma, Belbek, and Chernaya Rivers further flow mainly along the valleys, where their catchments are subject to significant anthropogenic impact. The main sources of pollution are untreated domestic wastewater, agricultural wastewater (in the late 1980s, up to 6 kg/ha of pesticides were used in Crimea, including DDT (Galiulin et al., 2019), and wastewater from landfills. Thus, in the territory of Crimea, 866.9 tons of prohibited and unidentified pesticides were accumulated at 28 solid waste landfills (Dubrovin and Dubrovin, 2017).

The predominance of DDE in the samples of aquatic organisms indicates the absence of fresh intake of the original pesticide for a long time, since DDE is formed in the process of relatively slow aerobic

Table 2. The concentration of DDT and its metabolites (ng/g wet weight) in the hydrobionts of the Alma, Belbek, and Chernaya Rivers.

No.	Sampling area	Sampling date	Facility	Sex	Tissues & organs	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT	ΣDDT
1	Chernaya River	17.05.2024	shrimp	-	eggs	28.4	ND	ND	28.4
2	Chernaya River	17.05.2024	shrimp	males	muscles	3.1	-»-	-»-	3.1
3	Chernaya River	17.05.2024	shrimp	females	muscles	2.6	-»-	-»-	2.6
4	Chernaya River	06.08.2024	shrimp	males	muscles	1.9	-»-	-»-	1.9
5	Chernaya River	06.08.2024	shrimp	females	muscles	1.3	-»-	-»-	1.3
6	Belbek River	05.08.2024	Crimean spirlin	N/Det	whole fish	356.5	4.2	-»-	360.8
7	Alma River, middle course	09.08.2024	Crimean spirlin	-»-	whole fish	99.6	ND	-»-	99.6
8	Alma River, middle course	09.08.2024	chub	-»-	whole fish	47.8	-»-	0.4	48.2
9	Alma River, lower course	09.08.2024	monkey goby	-»-	whole fish	31.4	-»-	-»-	31.4
10	Lake located in the lower Alma River catchment	09.08.2024	prussian carp	-»-	whole fish	351.1	-»-	-»-	351.1

Note: N/Det – was not determined, ND – not detected.

Table 3. The concentration of PCBs (ng/g wet weight) in the hydrobionts of the Alma, Belbek, Chernaya Rivers.

No.	Sampling area	Facility	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 153	PCB 138	PCB 180	Σ6PCB
1	Chernaya River	Shrimp, eggs	2.1	1.6	5.1	73.3	93.9	10.3	186.2
2	Chernaya River	Shrimp, ♂, muscles	0.1	1.0	1.5	14.7	17.4	2.5	37.2
3	Chernaya River	Shrimp, ♀, muscles	ND	1.2	1.3	7.8	10.0	1.1	21.4
4	Chernaya River	Shrimp, ♂, muscles	0.5	0.5	1.3	5.4	5.9	0.6	14.2
5	Chernaya River	Shrimp, ♀, muscles	ND	0.1	0.5	4.5	5.5	0.7	11.4
6	Belbek River	Crimean spirlin	-»-	ND	ND	ND	ND	ND	ND
7	Alma River, middle course	Crimean spirlin	0.8	0.6	3.0	1.0	2.2	0.1	7.7
8	Alma River, middle course	Chub	0.1	0.3	0.6	0.3	ND	ND	1.3
9	Alma River, lower course	Monkey goby	ND	0.1	ND	0.2	1.3	0.1	1.8
10	Lake located in the lower Alma River catchment	Prussian carp	-»-	0.4	-»-	ND	ND	ND	0.4

Note: ND – not detected.

metabolism of DDT. DDE is highly resistant to further degradation and is capable of accumulating in the lipid tissues of aquatic organisms. The excess concentration of DDE in fish, in comparison with shrimp, may be associated with a trophic level: fish, being predators or omnivores, receive DDE along the food chain. In addition, a higher level of pesticidal pollution in the fish habitat plays an important role. The highest concentrations of DDE in fish in the Belbek River and in the lake located in the lower Alma River catchment indicate the existence of local sources of DDE in their ecosystems.

The observed excess concentrations of DDE and Σ6PCB in shrimp eggs compared to muscle tissue were first reported for this species. These results are consistent with known literature data on the mechanism of transgenerational transfer of POPs (Robaire et al., 2022) from Black Sea aquatic organisms to offspring through sexual products. Thus, in the Black Sea kalkan (*Scophthalmus maeoticus*), the concentrations of DDT and its metabolites in the eggs exceeded those in the muscle tissue of females by 10 times (Malakhova et al., 2014), and in the Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*), the sweeping of sexual products led to a 2-fold decrease in the content of POPs in gonads due to their excretion with eggs and spermatozoa (Nikonova et al., 2017).

The comparison of the concentrations of POPs with the MPC for freshwater fish showed that for ΣDDT (300 ng/g wet weight), the MPC was exceeded in the Crimean spirlin in the Belbek River and in the prussian carp in the lake. For ΣPCB, the established concentration standards, which are 2000 ng/g wet weight, in the liver – 5000 ng/g, were not exceeded (Technical Regulation...).

A comparison of PCB concentrations in fish from Crimean rivers with those reported for other European freshwater ecosystems indicates that PCB levels in Crimean fish (Σ6PCBs: 1.3-7.7 ng/g ww) are comparable to those in pristine European ecosystems, particularly those reported for background sites like Burgas Lake in Bulgaria (ΣPCBs: 1.6 ng/g ww). In contrast, DDT contamination in fish from the Alma and Belbek rivers (Σ3DDTs: 31.4-360.8 ng/g ww) – despite the lack of documented local industrial DDT sources in the past 30 years – falls into a moderately high category, positioned between lower levels in Bulgaria (Georgieva et al., 2015: Σ3DDTs 3.99 ng/g ww) and elevated concentrations near historically contaminated sites in Spain (Lacorte et al., 2006: Σ6DDTs 616 ng/g ww) and Poland (Niewiadowska et al., 2014: Σ6DDTs 654 ng/g ww) (Table 4).

RQ calculations revealed significant differences in the value of environmental risk between species. The situation is especially alarming with the shrimp population, for which the maximum environmental risk exceeded the critical values by a factor of tens. The highest values were obtained for hexachlorobiphenyls 138 (RQ = 2-93) and 153 (RQ = 3-56).

Analysis of environmental risk factors for ichthyofauna revealed regional differences. Excesses of safe RQ values were found in two species: Crimean spirlin in the Belbek River (RQ = 3.7) and prussian carp in the lake in the lower Alma River catchment (RQ = 3.7). For the chub and the monkey goby in the Alma River, the risk from DDE contamination was within the medium risk range (RQ = 0.1–0.5).

In the course of research, a long-standing ecotoxicological paradox was noted, when hydrobionts, on the one hand, effectively clean the aquatic environment of hydrophobic POPs, acting as natural biofilters, and on the other hand, become victims of chronic intoxication with a long presence of POPs in organisms. Therefore, the results obtained indicate the need to develop measures to monitor critically polluted sites, identify the main sources of POPs in these areas, and prevent further pollution of small river ecosystems with these dangerous pollutants.

5. Conclusions

This study is the first to assess both DDT and PCB levels in hydrobionts from small rivers of the northern Pontic region (Alma, Belbek, and Chernaya rivers), thereby contributing to a better understanding of the spatial distribution and potential ecological risks of persistent organic pollutants in Eastern Europe. DDE, a persistent metabolite of the banned pesticide DDT,

Table 4. DDT, its metabolites and PCB content (ng/g ww) in fish from confirmed or suspected industrially contaminated and "background" European waters.

Object	Years	Area	DDT	ΣPCBs	Reference	Comment
Chub *Leuciscus cephalus* (muscle)	2001	Lake Iseo (Italy)	-[1]	105.9 – 786.4 ng/g	(Binelli and Provini, 2003)	nd[2]
Barbel *Barbus bocagei* (muscle)	2002	Sinca River, Spain	Not detected	-	(Lacorte et al., 2006)	Above the dicofol plant
	2003		616 ng/g[3] (Σ6DDTs[4])			Near the dicofol production plant
12 species of freshwater fish (muscle)	2003	River Droˆme (France)	-	7.8-56.9 ng/g	(Mazet et al., 2005)	nd
Roach *Rutilus rutilus* (whole fish)	2011	River Lee at Whitwell (UK)	88 ± 70 ng/g (Σ6DDTs)	-	(Jürgens et al., 2016)	Near the area of the DDT plant, closed in 1982.
Bream *Abramis brama* (muscle)	2011-2012	River Vistula (Wisła) near Cracow (Poland)	654 ng/g (Σ6DDTs)	-	(Niewiadowska et al., 2014)	nd
Gibel carp *Carassius gibelio*	2014	Lakes Burgas and Mandra, Bulgaria	3.99 ng/g (Σ3DDTs[5])	1.6 ng/g (Σ15 PCBs[6])	(Georgieva et al., 2015)	nd
European eel *Anguilla anguilla* (muscle)	2020	Rasha River, Croatia	4.97–17.3 ng/g (Σ3DDTs)	2.31–32.8 ng/g (Σ7PCBs[7])	(Kljaković-Gašpić et al., 2023)	nd
3 species of fish (whole fish)	2024	Alma and Belbek Rivers (Crimea, Russia)	31.4-360.8 ng/g (Σ3DDTs)	1.3-7.7 ng/g (Σ6 PCBs[8])	This study	nd

Note: [1] – not determined, [2] – no data available, [3] – converted from μg/kg as indicated in the original source, [4] – sum concentration of o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, and p,p'-DDD, [5] – sum concentration of p,p'-DDT, p,p'-DDE, and p,p'-DDD, [6] – sum concentration of fifteen PCB congeners, [7] – sum concentration of seven indicator PCB congeners (#28, 52, 101, 118, 138, 153, and 180), [8] – sum concentration of six indicator PCB congeners (#28, 52, 101, 138, 153, and 180).

was detected in all sampled water bodies, indicating historical contamination. Concentrations exceeded maximum permissible levels in Crimean spirlin (*Alburnoides tauricus*) from the Belbek River and pussian carp (*Carassius gibelio*) from the lower Alma River catchment.

PCBs were either not detected or detected at low concentrations in fish tissue, indicating the absence of major industrial sources of pollution, while agricultural pollution remains significant. These results highlight the need for ongoing monitoring and measures to reduce the release of toxicants into rivers.

In the Chernaya River, shrimp tissues showed differences in POP accumulation: eggs contained higher levels of contaminants than muscle tissue, suggesting transgenerational transfer of POPs. Additionally, a high environmental risk was associated with the presence of PCB congeners 138 and 153 in shrimp organs.

Overall, the study demonstrates that assessing POP levels in aquatic organisms is a valuable approach for evaluating the ecological condition of small Crimean rivers, especially when pollutant concentrations in water are below detection limits.

Acknowledgements

This work was carried out within the framework of IBSS state research assignment "Study of biogeochemical patterns of radioecological and chemoecological processes in the ecosystems of water bodies of the Sea of Azov–Black Sea Basin in comparison with other areas of the World Ocean and individual aquatic ecosystems of their drainage basins to ensure sustainable development in the southern seas of Russia" (No. 124030100127-7), "Biodiversity as the basis for the sustainable functioning of marine ecosystems, criteria and scientific principles for its conservation" (No. 124022400148-4) and "Studying the features of the structure and dynamics of freshwater ecosystems of the Northern Black Sea Region" (No. 123101900019-5)

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Binelli A., Provini A. 2003. The PCB pollution of Lake Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. Chemosphere 53: 143–151. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00441-7

Dubrovin I.R., Dubrovin E.R. 2017. To a question of ecological safety of the Autonomous Republic of Crimea. Tekhniko-tekhnologicheskie problemy servisa [Technical and Technological Problems of Service] 4(42): 24-28. (in Russian)

Ejaz S., Akram W., Lim C.W. et al. 2004. Endocrine disrupting pesticides: a leading cause of cancer among rural people in Pakistan. Experimental oncology 26: 98-105. PMID: 15273660

Galiulin R.V., Galiulina R.A., Khorobrykh R.R. et al. 2019. Risk of modern contamination of river waters by pesticide DDT and HCH. Issues of Risk Analysis 16(5): 62-69. DOI: 10.32686/1812-5220-2019-16-5-62-69 (in Russian)

Georgieva S., Stancheva M., Makedonski L. 2015. Persistent organochlorine compounds (PCBs, DDTs, HCB & HBDE) in wild fish from the Lake Burgas and Lake Mandra, Bulgaria. Journal of International Scientific Publications 9: 515-523.

Jürgens M.D., Crosse J., Hamilton P.B. et al. 2016. The long shadow of our chemical past–high DDT concentrations in fish near a former agrochemicals factory in England. Chemosphere 162: 333-344. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.078

Kljaković-Gašpić Z., Dvoršćak M., Orct T. et al. 2023. Metal (loid) s and persistent organic pollutants in yellow European eel from the Raša River, Croatia. Marine pollution bulletin 187: 114527. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.114527

Lacorte S., Raldúa D., Martínez E. et al. 2006. Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). Environmental Pollution 140: 471-482. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.008

Lin X., Xu J., Keller A.A. et al. 2020. Occurrence and risk assessment of emerging contaminants in a water reclamation and ecological reuse project. Science of the Total Environment 744: 140977. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140977

Malakhova L., Giragosov V., Khanaychenko A. et al. 2014. Partitioning and level of organochlorine compounds in the tissues of the Black Sea Turbot at the South-Western Shelf of Crimea. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 14(5): 993-1000.

Malakhova L.V., Egorov V.N., Malakhova T.V. et al. 2020. Organochlorine compounds content in the components of the Black River ecosystem and assessment of their inflow to the Sevastopol Bay in the winter season 2020. International Journal of Applied and fundamental research 5: 7-14. DOI: 10.17513/mjpfi.13061 (in Russian)

Malakhova L.V., Karpova E.P., Belogurova R.E. et al. 2023. Organochlorine xenobiotics in the Salgir River ecosystem: content, distribution, ecological risk. Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea 4: 116-133.

Mazet A., Keck G., Berny P. 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium, and copper) in fish from the Drôme River: potential effects on otters (Lutra lutra). Chemosphere 61(6): 810-816. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.056

Niewiadowska A., Kiljanek T., Semeniuk S. et al. 2014. Contamination of omnivorous freshwater fish species and sediments by chlorinated hydrocarbons in Poland. Journal of Veterinary Research 58(3): 405-411.

Nikonova L.L., Malakhova L.V., Nekhoroshev M.V. et al. 2017. Organochlorine compounds in gonads and gametes of bivalve mollusk *Mytilus galloprovincialis* Lam., cultivated near the shores of the Crimea (the Black sea). Voda: himiya i ekologiya [Water: Chemistry and Ecology] 3: 40-45. (in Russian)

Robaire B., Delbes G., Head J.A. et al. 2022. A cross-species comparative approach to assessing multi-and transgenerational effects of endocrine disrupting chemicals. Environmental Research 204: 112063. DOI: 10.1016/j.envres.2021.112063

Technical Regulation of the Customs Union "On Safety of Food Products" (TR CU 021/2011). 2011. Online resource. URL: https://www.gost.ru/portal/gost/home/standarts/technicalregulationses

Toxicology data were retrieved from the ECOTOX Knowledgebase. 2025. Online resource. URL: https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm (accessed 09.04.2025)

Краткое сообщение

Стойкие органические загрязнители в гидробионтах в речных экосистемах Крыма

Малахова Л.В.[1,2]*, Малахова Т.В.[1,2], Статкевич С.В.[1,2], Чеснокова И.И.[1,2], Куршаков С.В.[1,2], Карпова Е.П.[1,2]

[1] *ФИЦ "Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН", Нахимова,2, Севастополь, 299011, Россия*
[2] *"Научно-исследовательский центр пресноводной и солоноватоводной гидробиологии"- филиал ФИЦ ИнБЮМ, Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Россия*

АННОТАЦИЯ. Впервые определено содержание стойких органических загрязнителей (ДДТ, его метаболитов ДДЭ и ДДД и шести индикаторных конгенеров полихлорбифенилов) в нескольких видах рыб (*Alburnoides bipunctatus*, *Squalius cephalus, Neogobius fluviatilis*) и травяной креветке (*Palaemon adspersus)* в трех малых реках Крыма: Альма, Бельбек, Черная. Выявлено, что гидробионты накапливали эти вещества, состав и уровень концентраций которых существенно отличался в разных районах. В быстрянке в р. Бельбек и серебряном карасе в озере у села Песчаное (водосбор р. Альма) определены наиболее высокие, превышающие ПДК, концентрации ДДЭ, а также высокий экологический риск от его воздействия. ПХБ в тканях рыб либо не обнаружены, либо обнаружены в низких концентрациях, что указывает на отсутствие крупных промышленных источников загрязнения, в то время как сельскохозяйственное загрязнение в этих реках остается значительным. Выявлено различие в накоплении стойких органических загрязнителей в органах травяной креветки из реки Черная: концентрация ДДЭ и ПХБ в икре была от 10 до 20 раз выше, чем в мышцах. В р. Чёрная выявлен высокий экологический риск, связанный с воздействием конгенеров ПХБ 138 и 153 на популяцию травяной креветки.

Ключевые слова: ДДЭ, ПХБ, *Alburnoides bipunctatus*, *Squalius cephalus*, *Neogobius fluviatilis*, *Palaemon adspersus*, малые реки, Крым

Для цитирования: Малахова Л.В., Малахова Т.В., Статкевич С.В., Чеснокова И.И., Куршаков С.В., Карпова Е.П. Стойкие органические загрязнители в гидробионтах в речных экосистемах Крыма // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 554-565. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-554

1. Введение

Малые реки Крыма Черная, Бельбек, Альма имеют важное значение в регионе, обеспечивая питьевое водоснабжение населения и орошение сельскохозяйственных земель. При этом они подвержены серьезному загрязнению промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми стоками. К наиболее опасным антропогенным загрязнителям окружающей среды относят такие стойкие органические загрязнители (СОЗ), как хлорорганические пестициды (п,п'-ДДТ и его метаболиты п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД) и полихлорбифенилы (ПХБ). С середины XX века эти соединения нашли широкое применение в промышленности и сельском хозяйстве, что привело к их масштабному распространению в окружающей среде. Благодаря своей исключительной химической устойчивости, СОЗ способны сохраняться в экосистемах в течение десятилетий. СОЗ имеют низкую растворимость в воде, высокую – в жирах. Это свойство обуславливает их накопление в жировых тканях живых организмов и постепенную передачу по пищевым цепям, достигая в конечном итоге и человека. ДДТ и ПХБ отнесены к группе ксеноэстрогенов, их воздействие на работу эндокринной системы провоцирует развитие злокачественных новообразований щитовидной железы (Ejaz et al., 2004).

Особую опасность СОЗ представляют для экосистем малых рек. Ограниченный водный объем определяет низкую разбавляющую способность таких водотоков, что существенно снижают их естественное самоочищение. Вследствие высокой

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: malakhovalv@ibss-ras.ru (Л.В. Малахова)

Поступила: 13 июля 2025; Принята: 04 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

изменчивости гидрологического состояния малых рек традиционный мониторинг качества воды не всегда обеспечивает достоверную оценку уровня загрязнения их экосистем. В связи с этим для более точной оценки экологического состояния рек в отношении СОЗ изучают их накопление в биоиндикаторных видах, в частности, в объектах малако- и ихтиофауны. На сегодняшний день сведения о содержании этих загрязнителей в гидробионтах малых рек Крыма ограничены двумя публикациями, в которых сообщается о значительном загрязнении ДДТ и ПХБ в рыбах и амфиподах в экосистеме среднего течения Салгира (Malakhova et al., 2023) и о содержании СОЗ в водных растениях и моллюсках в нижнем течении р. Черной (Малахова и др., 2020). Информация о концентрациях СОЗ в гидробионтах других водотоков региона, таких как Альма и Бельбек, ранее отсутствовала. В связи с этим целью данной работы стало определение уровней накопления СОЗ в биотических компонентах экосистем малых рек Крыма для оценки их современного экологического состояния.

2. Материалы и методы

Для выполнения цели работы в летний сезон 2024 г. были собраны образцы трех видов рыб из рек: быстрянки крымской *Alburnoides maculatus* (Kessler, 1859), голавля *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) и бычка-песочника *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814). Быстрянка и голавль относятся к подсемейству Leuciscinae (Leuciscidae: Cypriniformes). Эти виды отличаются биологическими особенностями. Быстрянка, небольшая рыба, реофил, держится на течении в стержневых участках реки. Не совершают дальних сезонных миграций, перемещение по руслу реки связано с поиском наиболее благоприятных условий особенно во время засух. В крымских реках встречаются почти повсеместно. Спектр питания достаточно широкий, в него входят различные бентосные и планктонные беспозвоночные, личинки и взрослые насекомые попадающие в воду, реже водоросли. Чувствительны к содержанию кислорода. В сообществах рыб в крымских реках абсолютный доминант по численности. Продолжительность жизни относительно не велика, до 5 лет, но обычно 3-4 года. Голавль эврибионт и эврифаг, в русле реки он старается держаться спокойного течения. В реках Крыма обычно вырастают до TL = 20-25 см при возрасте до 6 лет. Больших сезонных миграций не совершает, по руслу плавает в поисках наиболее благоприятных условий. Бычок-песочник Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814) (Gobiidae: Gobiiformes) донный оседлый вид, питается беспозвоночными, мелкими рыбами (мальками), личинками насекомых. Держится на песчаном и илистом дне в наиболее спокойных участках реки. В реках Крыма он не вырастает крупным (TL до 12,5 см, но обычно меньше, возраст до 3-4 лет).

В Альме были отобраны 38 особей быстрянки со средней длиной (TL) 45 мм, средней массой (W) - 1,1 г, голавль (4 особи, диапазон TL от 42 до 116 мм, W – от 3 до 20,7 г) и бычки-песочники (2 особи, TL – от 70 и 104 мм, W 3,8 и 13,8 г), в Бельбеке – быстрянки (52 особи, средняя TL - 55 мм, W – 3,6 г). В озере у села Песчаное (расположенном на водосборе Альмы) были отловлены 5 особей (средняя TL составила 116 мм, W – 26,5 г) серебряного карася *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) (Cyprinidae: Cypriniformes). Это вид-вселенец, эврибионт и эврифаг с очень широким спектром питания распространен в крымских стоячих водоемах (карьеры, озера, пруды и т.д.).

В р. Чёрная в весенне-летний период 2024 г. отлавливали травяных креветок *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837), у которых для анализа отбирали мышечную ткань от 20 особей самцов и самок, а также икру (в летних пробах).

После отлова и биологического анализа пробы гидробионтов замораживали и хранили при -20°C. Пробоподготовка включала лиофильную сушку в течение 48 часов с последующей гомогенизацией материала. Для анализа в двух повторностях отбирали навески по 5 г гомогената рыбы, по 3 г мышечной ткани креветок и по 1,5 г их икры. Дальнейшая обработка проб включала трехкратную ультразвуковую экстракцию в течении 30 минут при температуре 35°C с использованием смеси полярного и неполярного растворителей (ацетон:гексан, 1:3), последующую очистку и упаривание экстрактов в соответствии с МВИ МН 2352–2005.Анализ проводили газохроматографическим методом в НОЦКП «Спектрометрия и Хроматография» ФИЦ ИнБЮМ на хроматографе Хроматэк Кристалл 5000 (Россия) с микродетектором электронного захвата. Определяли содержание п,п’-ДДТ (далее ДДТ), его метаболитов п,п’-ДДЭ и п,п’-ДДД (далее ДДЭ и ДДД), и шести конгенеров ПХБ (по IUPAC № 28, 52, 101, 138, 153 и 180). Количественное определение СОЗ выполняли методом абсолютной калибровки в пределах линейного диапазона детектора. Пределы обнаружения для анализируемых соединений составили 0,1 нг/г сырой массы для конгенеров ПХБ, п,п’-ДДТ и п,п’-ДДД и 0,05 нг/г сырой массы - для п,п’-ДДЭ, пределы определения – 0,1 и 0,05 нг/г сырой массы соответственно. Аналитический метод валидирован в ходе интеркалибрационных испытаний Морской лаборатории МАГАТЭ (IAEA-MEL). Отсутствие лабораторного загрязнения подтверждено анализом «холостых» проб, в которых уровни аналитов были ниже предела обнаружения.

Концентрации отдельных СОЗ, а также суммарные показатели (ΣДДТ для ДДТ и его метаболитов и Σ6ПХБ для шести конгенеров ПХБ) рассчитаны как средние значения из трех аналитических повторностей и выражены в нг/г сырой массы.

Экологический риск воздействия СОЗ на гидробионты оценивали с помощью коэффициента риска RQ (Lin et al., 2020): RQ = MEC/PNEC, где MEC означает измеренную концентрацию СОЗ в гидробионтах, а PNEC – концентрация СОЗ, ниже которой не возникнет никаких вредных последствий для организмов при воздействии. PNEC обычно рассчитываются делением дескрипторов

токсикологических доз (LC50 или EC50) на оценочный коэффициент: PNEC = (LC50 или EC50)/ Assessment Factor. В работе использовали наиболее часто применяемый для расчета PNEC показатель смертность LC50, и коэффициент AF = 1000. Показатели LC50 взяты из открытой базы данных ECOTOX (Toxicology data…) (Таблица 1). Значения RQ > 1 означают высокий риск, 0,1 ≤ RQ ≤ 1 – средний риск, 0,01 ≤ RQ < 0,1 – низкий риск, RQ < 0,01 – незначительный риск (Lin et al., 2020).

Статистические расчеты выполнены в программе Microsoft Excel 2016. Для оценки статистической значимости различий в накоплении СОЗ применяли непараметрический U-критерий Манна-Уитни.

Таблица 1. Показатели LC50 ДДТ и его метаболлитов и конгенеров ПХБ для рыб и ракообразных в пресноводных экосистемах (Toxicology data…)

СОЗ	LC50 (мг/л)	
	Рыбы	Ракообразные
п,п'-ДДЭ	0,096	0,0535
п,п'-ДДД	0,11	0,009
п,п'-ДДТ	0,08	0,009
ПХБ 28	0,16	0,16
ПХБ 52	0,003	0,003
ПХБ 101	0,01	0,01
ПХБ 138	0,0026	0,001
ПХБ 153	0,0013	0,0013
ПХБ 180	0,025	0,001

3. Результаты

Концентрация СОЗ в исследованных пробах гидробионтов изменялась в широком диапазоне: ΣДДТ – от 1,3 до 360,8, Σ6ПХБ – от «не обнаружено» до 186,2 нг/г (Таблицы 2, 3).

Во всех исследованных пробах основным компонентом триады ДДТ оказался метаболит ДДЭ, тогда как исходный пестицид ДДТ и второй метаболит ДДД либо не обнаружены, либо присутствовали в невысоких и следовых количествах (4,2 нг/г ДДД в быстрянке из р. Бельбек и 0,44 нг/г ДДТ в голавле в р. Альма). Наибольшие концентрации ДДЭ обнаружены в пробах серебряного карася из озера на вобосборе нижнего течения р. Альма (351,1 нг/г), быстрянке из р. Бельбек (356,5 нг/г). В пробах мышц креветок был обнаружен только ДДЭ в относительно невысоких концентрациях (1,3–3,1 нг/г), в икре креветок уровень ДДЭ (28,4 нг/г) оказался от 10 до 20 раз выше, чем в их мышцах. У самцов креветок концентрации ДДЭ в мышцах были выше, чем у самок (1,9–3,1 нг/г против 1,3–2,6 нг/г), но эти различия не были статистически значимыми ($p > 0,05$).

Максимальные концентрации Σ6ПХБ найдены в икре креветок из р. Чёрная (186,2 нг/г), преимущественно за счёт ПХБ 153 (73,3 нг/г) и РСВ 138 (93,9 нг/г). В мышцах креветок содержание Σ6ПХБ значительно ниже (11,4–37,2 нг/г), чем в икре (Таблица 3).

Несмотря на отсутствие статистической значимости ($p = 0,133$), концентрации Σ6ПХБ у самцов креветки более чем в 1,5 раза превышали таковые у самок. Наблюдаемая выраженная тенденция требует дополнительного исследования.

В быстрянке из р. Бельбек ПХБ не были обнаружены, а содержание ПХБ в быстрянке, голавле, бычках из р. Альма оказалось невысоким (0,4–7,7 нг/г).

4. Обсуждение

Берущие начало на северных склонах Крымских гор реки Альма, Бельбек и Чёрная далее протекают преимущественно по долинам, где их водосборные бассейны подвергаются существенному антропогенному воздействию. Основными источниками загрязнения являются неочищенные хозяйственно-бытовые стоки, сельскохозяйственные стоки (в конце 1980-х годов в Крыму применялось

Таблица 2. Концентрация ДДТ и его метаболитов (нг/г сырой массы) в гидробионтах р. Альма, Бельбек, Черная

№	Район отбора	Дата отбора	Объект	Пол	Ткани и органы	п,п'-ДДЭ	п,п'-ДДД	п,п'-ДДТ	ΣДДТ
1	р. Черная	17.05.2024	креветки	-	икра	28,4	н.о.	н.о.	28,4
2	р. Черная	17.05.2024	креветки	самцы	мышцы	3,1	-«-	-«-	3,1
3	р. Черная	17.05.2024	креветки	самки	мышцы	2,6	-«-	-«-	2,6
4	р. Черная	06.08.2024	креветки	самцы	мышцы	1,9	-«-	-«-	1,9
5	р. Черная	06.08.2024	креветки	самки	мышцы	1,3	-«-	-«-	1,3
6	р. Бельбек	05.08.2024	быстрянка	н.опр.	целиком	356,5	4,2	-«-	360,8
7	р. Альма, среднее течение	09.08.2024	быстрянка	-«-	целиком	99,6	н.о.	-«-	99,6
8	р. Альма, среднее течение	09.08.2024	голавль	-«-	целиком	47,8	-«-	0,4	48,2
9	р. Альма, нижнее течение	09.08.2024	бычки песочники	-«-	целиком	31,4	-«-	-«-	31,4
10	озеро на водосборе нижнего течения р. Альма	09.08.2024	карась серебряный	-«-	целиком	351,1	-«-	-«-	351,1

Примечание: н.опр. – не определяли, н.о. – не обнаружено

Таблица 3. Концентрация ПХБ (нг/г сырой массы) в гидробионтах р. Альма, Бельбек, Черная

№	Район отбора	Объект	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 153	PCB 138	PCB 180	Σ6ПХБ
1	р. Черная	Креветки, икра	2,1	1,6	5,1	73,3	93,9	10,3	186,2
2	р. Черная	Креветки, ♂, мышцы	0,1	1,0	1,5	14,7	17,4	2,5	37,2
3	р. Черная	Креветки, ♀ мышцы	н.о.	1,2	1,3	7,8	10,0	1,1	21,4
4	р. Черная	Креветки, ♂, мышцы	0,5	0,5	1,3	5,4	5,9	0,6	14,2
5	р. Черная	Креветки, ♀, мышцы	н.о.	0,1	0,5	4,5	5,5	0,7	11,4
6	р. Бельбек	Быстрянка, целиком	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.
7	р. Альма, среднее течение	Быстрянка, целиком	0,8	0,6	3,0	1,0	2,2	0,1	7,7
8	р. Альма, среднее течение	Голавль, целиком	0,1	0,3	0,6	0,3	н.о.	н.о.	1,3
9	р. Альма, нижнее течение	Бычки песочники, целиком	н.о.	0,1	н.о.	0,2	1,3	0,1	1,8
10	озеро на водосборе нижнего течения р. Альма	Карась серебряный, целиком	н.о.	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,4

Примечание: н.о. – не обнаружено

до 6 кг/га пестицидов, включая ДДТ (Галиулин и др., 2019), стоки с мусорных полигонов. Так, на территории Крыма на 28 полигонах твердых отходов накоплено 866,9 т запрещенных и неопознанных пестицидов (Дубровин и Дубровин, 2017).

Преобладание ДДЭ в пробах гидробионтов свидетельствует об отсутствии свежего поступления исходного пестицида в течение длительного времени, поскольку ДДЭ образуется в процессе относительно медленного аэробного метаболизма ДДТ. ДДЭ отличается высокой устойчивостью к дальнейшей деградации и способностью к накоплению в липидных тканях гидробионтов. Превышение концентрации ДДЭ в рыбах, в сравнении с креветками, может быть связано с трофическим уровнем: рыбы, будучи хищниками или всеядными, получают ДДЭ по пищевой цепи. Кроме того, важную роль, играет и более высокий уровень пестицидного загрязнения среды обитания рыб. Наибольшие концентрации ДДЭ у рыб в р. Бельбек и в озере на водосборе в нижнем течении р. Альма свидетельствует о существовании локальных источников поступления ДДЭ в их экосистемы.

Наблюдаемое превышение концентраций ДДЭ и Σ6ПХБ в икре травяных креветок по сравнению с мышечной тканью впервые зарегистрировано для данного вида. Эти результаты согласуются с известными литературными данными о механизме трансгенерационного переноса СОЗ (Robaire et al., 2022) от черноморских гидробионтов к потомству через половые продукты. Так, у черноморского калкана (*Scophthalmus maeoticus*) концентрации ДДТ и его метаболитов в икре превышали таковые в мышечной ткани самок в 10 раз (Malakhova et al., 2014), а у черноморских мидий (*Mytilus galloprovincialis*) вымет половых продуктов приводил к 2-кратному снижению содержания СОЗ в гонадах вследствие их выведения с яйцеклетками и сперматозоидами (Никонова и др., 2017).

Сравнение концентраций СОЗ с ПДК для пресноводных рыб показало, что для ΣДДТ (300 нг/г сырой массы) ПДК была превышена у быстрянки в реке Бельбек и у серебряного карася в озере. Для ΣПХБ установленные нормы концентрации, которые составляют 2000 нг/г сырой массы, в печени – 5000 нг/г, превышены не были (Технический регламент…).

Сравнение концентраций ПХБ в образцах рыбы из рек Крыма с аналогичными показателями в пресноводных водоемах других регионов Европы показывает, что содержание ПХБ в крымской рыбе близко к уровню наименее загрязненных районов континента. В отличие от ПХБ, содержание ДДТ в рыбах из рек Альма и Бельбек характеризуется умеренно-высокой степенью загрязнения, занимая промежуточное положение между низким уровнем в Болгарии и высокими значениями в Испании и Польше (Таблица 4).

Расчеты RQ выявили существенные различия в значения экологического риска между видами. Особенно тревожная ситуация сложилась с популяцией травяной креветки, для которой максимальный экологический риск превышал критические значения в десятки раз. Наибольшие значения получены для гексахлорбифенилов 138 (RQ = 2-93) и 153 (RQ = 3-56).

Анализ коэффициентов экологического риска для ихтиофауны выявил региональные различия. Превышения безопасных значений RQ обнаружены у двух видов: быстрянки в реке Бельбек (RQ = 3,7) и серебряного карася в озере в нижнем течении р. Альма (RQ = 3,7). Для голавля и бычка-песочника в Альме риск от загрязнения ДДЭ оказался в пределах среднего риска (RQ = 0,1–0,5).

В ходе исследований отмечен давний экотоксикологический парадокс, когда гидробионты, с одной стороны, эффективно очищают водную среду от гидрофобных СОЗ,

Таблица 4. Содержание ДДТ, его метаболитов и ПХБ (нг/г сырой массы) в рыбе из загрязненных и "фоновых" речных районов Европы

Объект	Годы исследования	Район исследования	ДДТ, нг/г	ΣПХБ, нг/г	Ссылка	Комментарий
Голавль *Leuciscus cephalus* (мышцы)	2001	Озеро Изео Италия	-[1]	105,9 – 786,4	(Binelli and Provini, 2003)	н.д.[2]
Усач *Barbus bocagei* (мышцы)	2002	Река Синка, Испания	н.обн. [3]	-	(Lacorte et al., 2006)	Выше завода по производству дикофола
	2003		616 нг/г[4] (Σ6ДДТ)			Рядом с действующим заводом по производству дикофола
12 видов пресноводных рыб (мышцы)	2003	Река Дром, Франция	-	7,8-56,9	(Mazet et al., 2005)	н.д.
Плотва *Rutilus rutilus* (целая рыба)	2011	Река Ли в Уитхэмпстеде, Великобритания	88 ± 70 нг/г[1] (Σ6ДДТ[5])	-	(Jürgens et al., 2016)	Недалеко расположен бывший завод ДДТ, который был закрыт в 1982 г.
Лещ *Abramis brama* (мышцы)	2011-2012	Река Висла Краков, Польша	654 (Σ6ДДТ)	-	(Niewiadowska et al., 2014)	н.д.
Серебряный карась *Carassius gibelio*	2014	Озера Бургас и Мандра, Болгария	3,99 (Σ3ДДТ[6])	1,6 (Σ15ПХБ[7])	(Georgieva et al., 2015)	н.д.
Европейский угорь *Anguilla anguilla* (мышцы)	2020	Река Раша, Хорватия	4,97–17,3 (Σ3ДДТ)	2,31–32,8 (Σ7ПХБ[8])	(Kljaković-Gašpić et al., 2023)	н.д.
3 вида рыб (целиком)	2024	Реки Альма и Бельбек, Крым, Россия	31,4-360,8 (Σ3ДДТ)	1,3-7,7 (Σ6ПХБ[9])	Данное исследование	н.д.

Примечание: [1] – не определяли, [2] – нет данных, [3] – не обнаружено, [4] – переведено из мкг/кг, как указано в первоисточнике,, [5] – сумма концентрации *o,n*' -ДДТ, *n,n*' -ДДТ, *o,n*' -ДДЕ, *n,n*'- ДДЕ, *o,n*'-ДДД, *n,n*'-ДДД, [6] – сумма концентрации *n,n*' -ДДТ, *n,n*'- ДДЭ, *n,n*'-ДДД, [7] – сумма концентрации пятнадцати конгенеров ПХБ, [8] – сумма концентрации семи индикаторных конгенеров ПХБ (№28, 52, 101, 118, 138, 153 и 180), [9] – сумма концентрации шести индикаторных конгенеров ПХБ (№28, 52, 101, 138, 153 и 180).

выступая в роли природных биофильтров, а с другой - становятся жертвами хронической интоксикации при длительном нахождении СОЗ в организмах. Поэтому полученные результаты свидетельствуют о необходимости разработки мер по мониторингу критически загрязненных участков, идентификации основных источников поступления СОЗ в эти районы и предотвращения дальнейшего загрязнения экосистем малых рек этими опасными загрязниелями.

Таким образом, несмотря на локальные превышения установленных норм содержания стойких органических загрязнителей (СОЗ) в отдельных видах рыб, общее состояние водоемов Крыма относительно стабильно.

5. Заключение

Эта работа является первой, в которой оценены уровни ДДТ и ПХБ в гидробионтах таких малых крымских рек Альма, Бельбек и Чёрная, в северном понтийском регионе, что расширяет современное понимание пространственного распределения и потенциальных рисков, связанных с влиянием стойких органических загрязнителей в Восточной Европе. Рыба в реках Альма, Бельбек и креветки в р. Черная загрязнены ДДЭ, устойчивым метаболитом ДДТ, что свидетельствует о давнем загрязнении. Концентрации ДДЕ превышали предельно допустимые концентрации в быстрянке в р. Бельбек и серебряном карасе в озере в нижнем течении р. Альма. ПХБ в тканях рыб либо не были обнаружены, либо определены в следовых количествах, что указывает на отсутствие крупных промышленных источников загрязнения, в то время как сельскохозяйственное загрязнение в этих реках остается значительным. Эти результаты подчеркивают необходимость постоянного мониторинга и принятия мер по снижению поступления токсикантов в реки.

В р. Черная в тканях креветок наблюдались различия в накоплении СОЗ: икра содержала в 10-20 раз более высокие уровни загрязняющих веществ, чем мышечная ткань, что свидетельствует о трансгенерационной передаче СОЗ. В органах травяной креветки определен высокий экологический риск от воздействия накопленных конгенеров ПХБ 138 и 153.

Таким образом, исследование содержания СОЗ в гидробионтах выступает важным инструментом для оценки экологического состояния малых рек Крыма в отношении загрязненности этими токсикантами, в условиях, когда в воде этих водоемов концентрация часто оказывается ниже предела обнаружения аналитического метода.

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Изучение биогеохимических закономерностей радиоэкологических и хемоэкологических процессов в экосистемах водоемов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России» (№124030100127-7), «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№124022400148-4) и «Изучение особенностей структуры и динамики пресноводных экосистем Северного Причерноморья» (№123101900019-5).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Хоробрых Р.Р. и др. 2019. Риск современного загрязнения речных вод пестицидами ДДТ и ГХЦГ. Вопросы анализа риска 16(5): 62-69. DOI: 10.32686/1812-5220-2019-16-5-62-69

Дубровин И.Р., Дубровин Е.Р. 2017. К вопросу экологической безопасности Автономной Республики Крым. Технические и технологические проблемы обслуживания 4(42): 24-28.

Малахова Л.В., Егоров В.Н., Малахова Т.В. и др. 2020. Содержание хлорорганических соединений в компонентах экосистемы реки Чёрная и оценка их поступления в Севастопольскую бухту в зимний период 2020 года. Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований 5: 7-14. DOI: 10.17513/mjpfi.13061

Никонова Л.Л., Малахова Л.В., Нехорошев М.В. и др. 2017. Хлорорганические соединения в гонадах и гаметах двустворчатого моллюска Mytilus galloprovincialis Lam., культивируемого у берегов Крыма (Чёрное море). Вода: химия и экология 3: 40-45.

Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» (ТР ТС - 021 - 2011). 2011. Электронный ресурс. URL: https://www.gost.ru/portal/gost/home/standarts/technicalregulationses (доступ 13.07.2025).

Binelli A., Provini A. 2003. The PCB pollution of Lake Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. Chemosphere 53: 143–151. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00441-7

Ejaz S., Akram W., Lim C.W. et al. 2004. Endocrine disrupting pesticides: a leading cause of cancer among rural people in Pakistan. Experimental oncology 26: 98-105. PMID: 15273660

Georgieva S., Stancheva M., Makedonski L. 2015. Persistent organochlorine compounds (PCBs, DDTs, HCB & HBDE) in wild fish from the Lake Burgas and Lake Mandra, Bulgaria. Journal of International Scientific Publications 9: 515-523.

Jürgens M.D., Crosse J., Hamilton P.B. et al. 2016. The long shadow of our chemical past–high DDT concentrations in fish near a former agrochemicals factory in England. Chemosphere 162: 333-344. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.078

Kljaković-Gašpić Z., Dvoršćak M., Orct T. et al. 2023. Metal (loid) s and persistent organic pollutants in yellow European eel from the Raša River, Croatia. Marine pollution bulletin 187: 114527. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.114527

Lacorte S., Raldúa D., Martínez E. et al. 2006. Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). Environmental Pollution 140: 471-482. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.08.008

Lin X., Xu J., Keller A.A. et al. 2020. Occurrence and risk assessment of emerging contaminants in a water reclamation and ecological reuse project. Science of the Total Environment 744: 140977. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140977

Malakhova L., Giragosov V., Khanaychenko A. et al. 2014. Partitioning and level of organochlorine compounds in the tissues of the Black Sea Turbot at the South-Western Shelf of Crimea. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 14(5): 993-1000.

Malakhova L.V., Karpova E.P., Belogurova R.E. et al. 2023. Organochlorine xenobiotics in the Salgir River ecosystem: content, distribution, ecological risk. Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea 4: 116-133.

Mazet A., Keck G., Berny P. 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium, and copper) in fish from the Drôme River: potential effects on otters (Lutra lutra). Chemosphere 61(6): 810-816. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.056

Niewiadowska A., Kiljanek T., Semeniuk S. et al. 2014. Contamination of omnivorous freshwater fish species and sediments by chlorinated hydrocarbons in Poland. Journal of Veterinary Research 58(3): 405-411.

Robaire B., Delbes G., Head J.A. et al. 2022. A cross-species comparative approach to assessing multi- and transgenerational effects of endocrine disrupting chemicals. Environmental Research 204: 112063. DOI: 10.1016/j.envres.2021.112063

Toxicology data were retrieved from the ECOTOX Knowledgebase. 2025. Online resource. URL: https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm (accessed 09.04.2025)

Bacteriophages of Lake Baikal in the structure of the new international classification ICTV (analytical overview)

Analytical Review
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Drucker V.V.*, Gorshkova A.S.

Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. We analyzed the first research results from the literature concerning autochthonous bacteriophages, a new link of a microbial loop in the ecosystem of Lake Baikal. In a short time, the cutting-edge study methods revealed a significant taxonomic diversity of phages in various biotopes of the lake in all seasons of the year and at all depths. For the first time, we examined a size structure and abundance of Baikal bacteriophages as well as the genetic diversity of T4-like phages in the surface microlayer and biofilms from biogenic and abiogenic substrates of the lake. The whole genome of the new Baikal bacteriophage, PaBG, was determined. The International Committee on Taxonomy of Viruses (ICTV) ratified it as a novel genus *Baikalvirus*.

Keywords: Lake Baikal, autochthonous bacteriophages, electron microscopy, virological, molecular genetic methods, taxonomic diversity, modern microbial loop

For citation: Drucker V.V., Gorshkova A.S. Bacteriophages of Lake Baikal in the structure of the new international classification ICTV (analytical overview) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 566-582. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-566

1. Introduction

In recent decades, waters of seas and oceans have demonstrated high numbers of viral particles–up to 10^8 particles/mL, which is much higher than the abundance of all other aquatic ecosystem organisms (Bergh et al., 1989; Proctor and Fuhrman, 1990; Wommack and Colwell, 2000; Weinbauer, 2004). In 1990, M.E. Klut and J.G. Stockner (1990) detected virus-like particles of ~10^7 particles/mL water, varying in size (60-200 nm), in the ultra-oligotrophic Sproat Lake (Canada). According to transmission electron microscopy (TEM), the phages represented five- or six-sided heads with a clearly visible appendage (tail). There were phage particles both unattached to the cells and associated with them, and their numbers were high in spring. The phage to bacteria ratio was 3:1. This ratio is used to compare virioplankton and bacterioplankton populations, and it was higher in freshwater than marine ecosystems (Maranger and Bird, 1995).

Bacteriophages (phages) are among the most powerful biological factors that control the diversity and number of their hosts, as well as the aquatic productivity, taking an active part in biogeochemical cycles. The great diversity and ubiquity of viruses in aquatic ecosystems (both marine and freshwater), as well as their various functions, indicate their ecological importance in the life processes of water bodies. Insufficient knowledge on virioplankton in freshwater ecosystems offers great opportunities for studying these relatively new and the most numerous biological objects. Bacterial and algal viruses are recognized as active participants in the microbial loop, a section of the trophic chain responsible for the circulation of soluble organic matter, which is their most important property in the functioning of aquatic ecosystems (Noble and Fuhrman, 1999; Suttle, 2005; Weitz and Wilhelm, 2012). This new knowledge has changed the current understanding of the structure and functioning of the microbial loop in aquatic ecosystems. Such studies are particularly relevant for poorly studied freshwater ecosystems, and the problem of maintaining high water quality is now of great importance for Lake Baikal. Research on the structure and functioning of microbial and viral population of the lake in the modern period of global warming is essential to solving this pressing global problem because these populations perform the main function of self-purification from various types of pollution.

*Corresponding author.
E-mail address: drucker@lin.irk.ru (V.V. Drucker)

Received: July 15, 2025; ***Accepted:*** August 04, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

2. Materials and methods

Studies of coliphages in Lake Baikal and its tributaries were initiated in 1998 (Drucker and Maslennikov, 1998). Epifluorescence microscopy (EFM) detected viral particles in the lake (Belykh and Belikov, 2000). A conventional approach was used to isolate phages from natural water samples and cultivate them. Subsequently, TEM was used to study them, allowing for the most accurate and complete understanding of their morphology, abundance, and spatial distribution (Drucker and Dutova, 2003; 2005; 2006). For the search and study of autochthonous bacteriophages, water and neuston were collected in the littoral and pelagic zones of Lake Baikal in the spring, summer, autumn, and winter periods between 2002 and 2015. To study bacteriophages in natural biofilms formed on natural geological rocks (granite, marble, mica, quartz, amphibolite, gabbro, and urtite) and on the steel plate, divers took samples exposed to the conditions of a natural experiment that lasted for five years in the littoral zone at a depth of 3 m. For electron microscopy, sterile water samples were sedimented using Beckman L8-55 and Sorvall Discovery 96 SE ultracentrifuges. Two grids were prepared from each sample, on which the phage particles of different morphological groups were counted in 100 fields of view; the number was counted in two variations (Zheng et al., 1996). Phage preparations were examined in an LEO-906E transmission electron microscope (Karl Zeiss, Germany). Bacteriophages were identified by morphological features, according to the existing international classification (Ackermann, 2001). Statistical processing of the obtained results was performed using Microsoft Excel 2010.

The molecular methods included sequencing of the major capsid protein gene (*g23*) and portal protein gene (*g20*) of T4-like bacteriophages through the Sanger sequencing method and high-throughput sequencing (Butina et al., 2010; Butina et al., 2012; Potapov et al., 2013; 2018; 2020; 2022a; 2024a). Metagenomic and metatranscriptomic sequencing of the viral community (fraction <0.2 μm) were also performed, for which 25 L water samples were taken in each of three basins of the lake and in the Maloye More Strait in different seasons (Potapov et al., 2019; 2020; 2022b; 2024a). Bioinformatics analysis was performed with such programs as SPAdes v.3.13.0, Virsorter v.1.0.3, BWA v.0.7.17, SAMtools v.1.9, etc. and the RefSeq and GenBank databases. The β-diversity of viral communities was also assessed: i) based on amino acid sequences of g20 and *g23* genes using the UniFrac metric and ii) based on taxa of viral communities using hierarchical clustering (Potapov et al., 2018; 2019).

3. Results and discussion

In 2001-2003, TEM first discovered autochthonous bacteriophages in the oldest and deepest oligotrophic Lake Baikal throughout the entire water column up to the maximum depths. Among the families of DNA and RNA phages known at that time (according to the International Committee on Taxonomy of Viruses, ICTV), the families *Siphoviridae, Myoviridae, Podoviridae,* and *Inoviridae* were first identified and studied in various biotopes of the lake (Drucker and Dutova, 2003; 2005; 2006). Moreover, four morphological types of phages with unknown systematic position, possibly 'endemic', were detected. Thus, the great biodiversity typical of the Lake Baikal flora and fauna also applies to bacteriophages.

Bacteriophages were detected in all seasons of the year in the communities of various biotopes of Lake Baikal: neuston, plankton, and benthos; therefore, they can be considered autochthonous because long-term studies constantly found them during all seasons of the year at different depths–from the surface to 1200 m (maximum research depth) (Drucker and Dutova, 2009). For the first time, we determined a very clear pattern for the deep oligotrophic ecosystem of Lake Baikal: most of the detected phages (76%) belonged to the order *Caudovirales*–tailed phages with icosahedral heads, which unites three families, depending on the sizes and contractility of tails (*Siphoviridae, Podoviridae,* and *Myoviridae*). Among them, phages with long non-contractile tails representing the family *Siphoviridae* prevailed, 40-59% (Fig. 1, 2). These were phages with

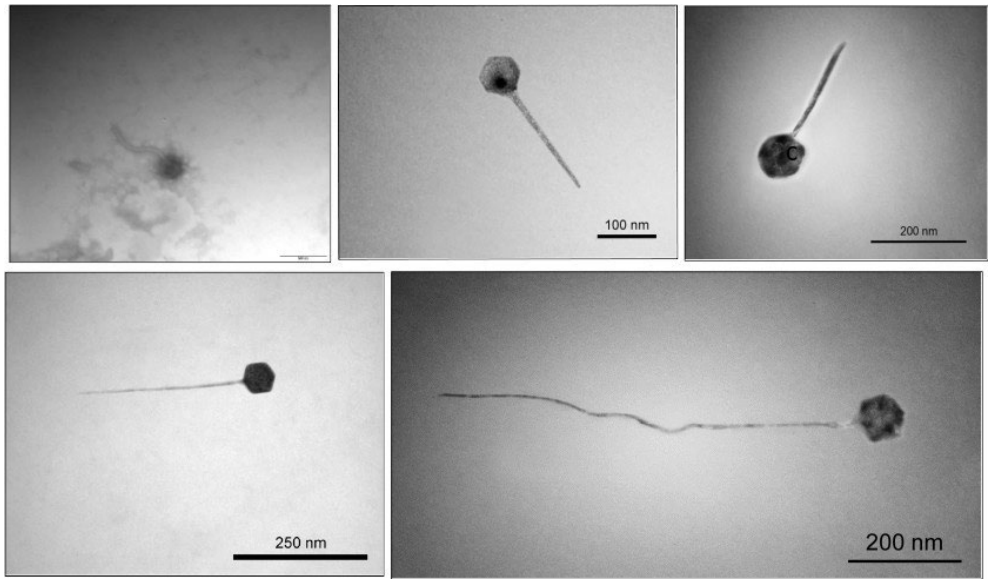


Fig.1. Transmission electron microscopy images of siphoviruses (previously classified as the family *Siphoviridae*).

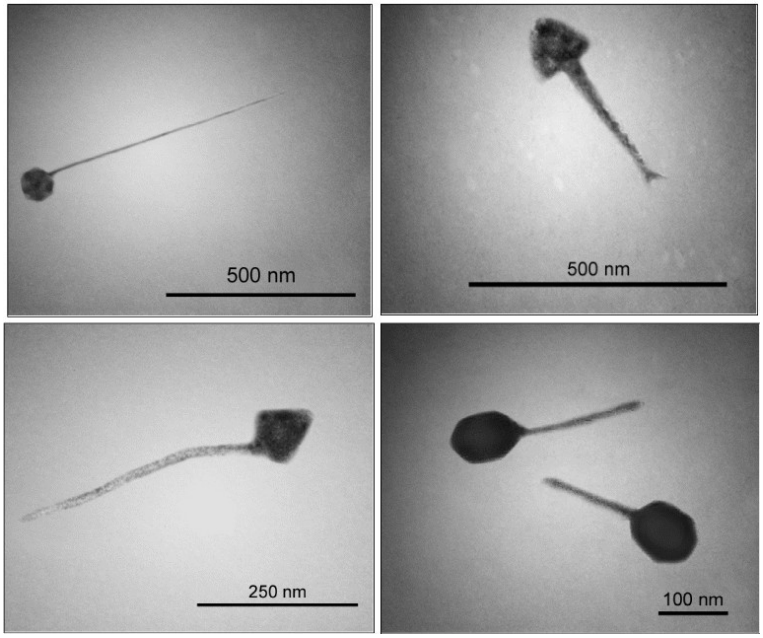


Fig.2. Transmission electron microscopy images of siphoviruses (previously classified as the family *Siphoviridae*).

different forms of capsid, whose size varied from 20 to 254 nm, and the tail length ranged from 45 to 780 nm. The next most common bacteriophages belonged to the family *Podoviridae* with a short non-contractile tail without a baseplate (Fig. 3). The capsid size was 40-73 nm, and the length of tails–8-29 nm. Bacteriophages of the family *Myoviridae* had a capsid size of 69-143 nm, the length of tails of 25-326 nm, and the length of sheaths 15-121 nm; their proportion in the lake plankton reached 6-25 % (Fig. 4, 5). They were distinguished by a complex structural organization of the contractile tail. The baseplate of these phages had various structures: tooth-shaped, felted appendages, and spherical bodies at the ends of the tails. There was a small number of virus-like particles without tails, phages of the family *Inoviridae* (filamentous), in virioplankton of Lake Baikal (Fig. 6). Of special interest were the identified morphotypes of bacteriophages, which are not included in the ICTV classification and have not been described by the authors for other aquatic ecosystems, possibly being endemic to Lake Baikal (Fig. 7). For instance, in the summer, virions with the top-shaped head were detected. A morphological feature of other phages was the presence of spiny processes about 7 nm long radially extending from the capsid. Furthermore, there were phages with two clearly differentiated envelopes and a thick tail. There were also 'hammer'-shaped phages having a head extended perpendicular to the tail. Most tailed phages of the order *Caudovirales* (up to 96%) were also found in seas and oceans (Ackermann, 2001), with 67-87% belonging to the family *Siphoviridae* and to a lesser extent–to the families *Myoviridae* (7-14%) and *Podoviridae* (5-19%).

The number of free phage particles in the water of Lake Baikal varied in different seasons from $0.58 \cdot 10^6$ mL^{-1} on the surface to $0.01 \cdot 10^6$ at a depth of 1000 m. Phages in the surface water layer showed the highest number in the spring and summer-autumn periods. The minimum number of bacteriophages was observed in winter at a depth of 1000 m. Such a seasonal pattern in the development of phage numbers, as well as their vertical distribution, was consistent with the dynamics of the total number of bacteria in the lake water. There was a common pattern in the vertical distribution of bacteriophages: a decrease in their number with depth. However, at the lake's bottom (1200 m), the number

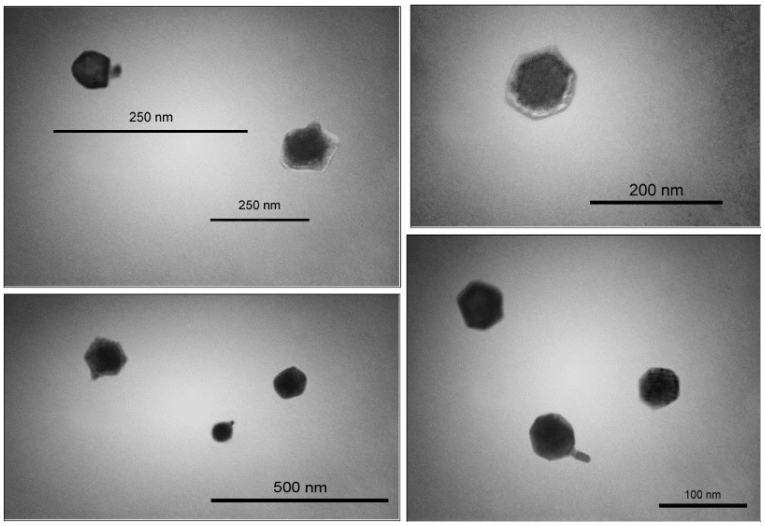


Fig.3. Transmission electron microscopy images of podoviruses (previously classified as the family *Podoviridae*).

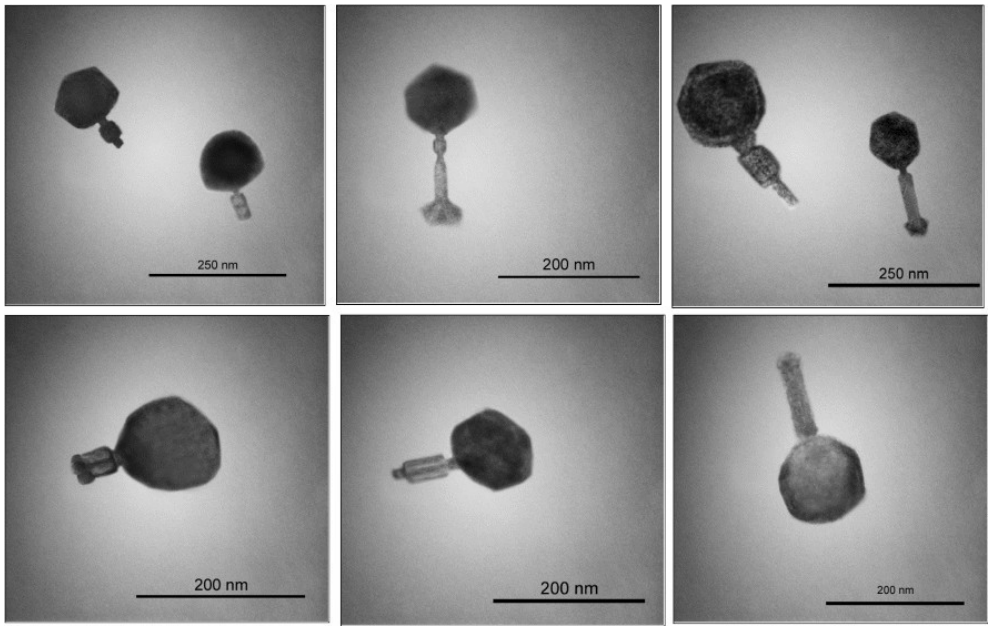


Fig.4. Transmission electron microscopy images of myoviruses (previously classified as the family *Myoviridae*).

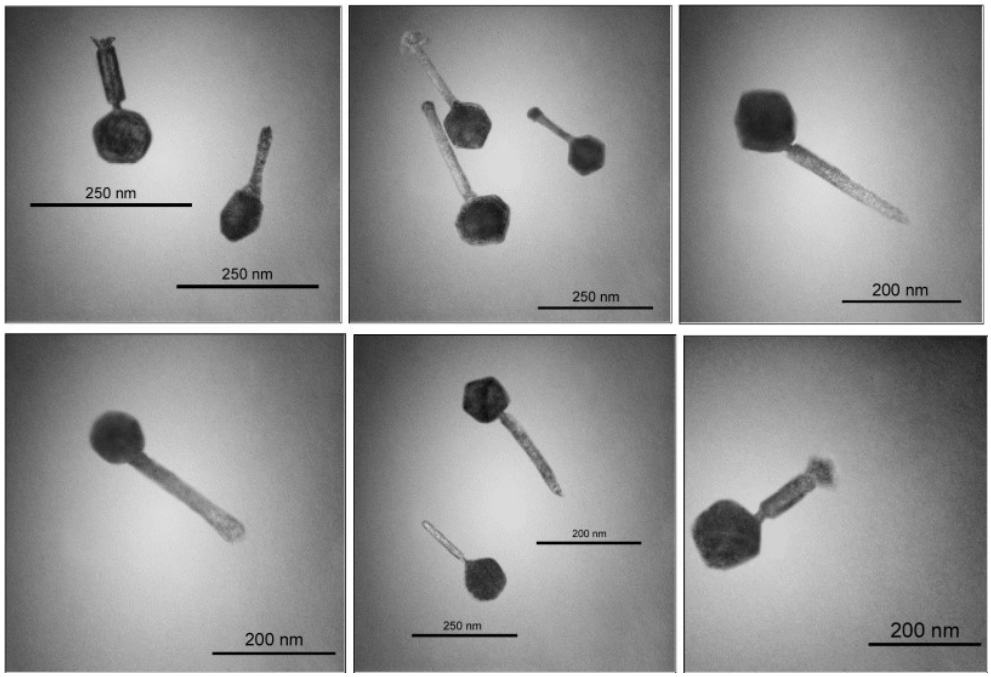


Fig.5. .Transmission electron microscopy images of myoviruses (previously classified as the family *Myoviridae*).

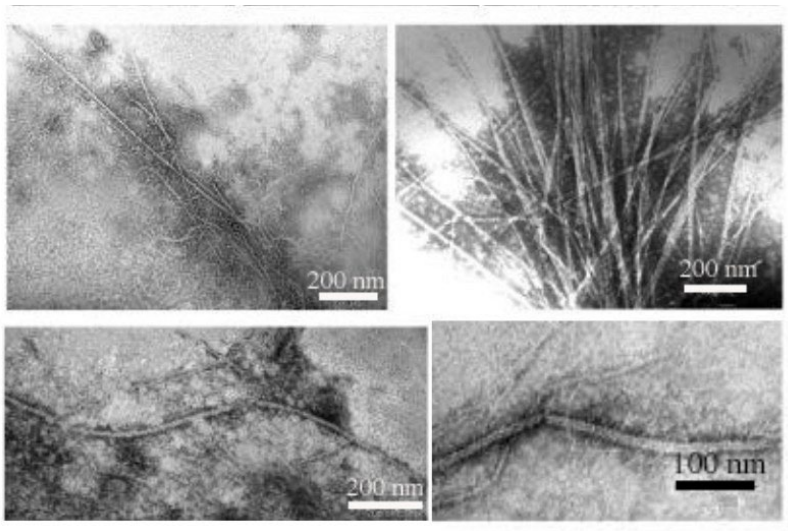


Fig.6. Transmission electron microscopy images of filamentous virus-like particles.

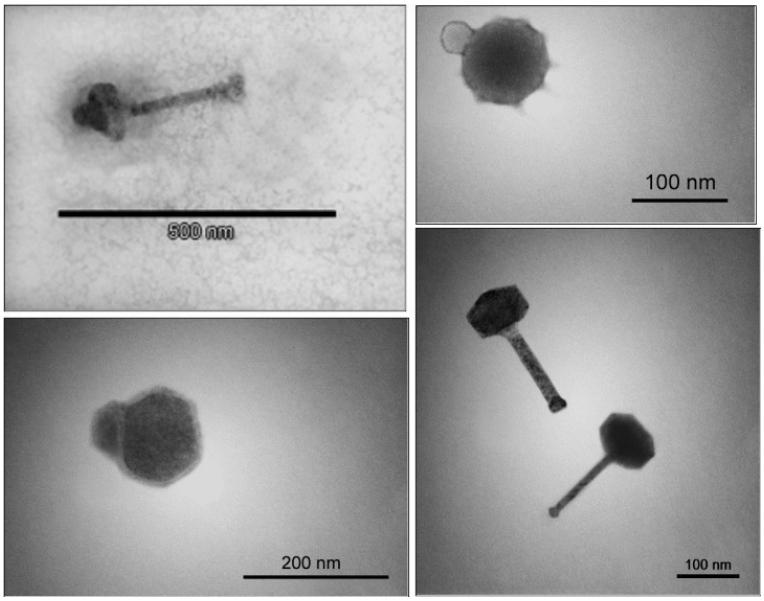


Fig.7. Unusual morphotypes of bacteriophages found in the Lake Baikal.

of phages increased to $0.03 \cdot 10^6$ mL^{-1}, which was likely associated with a specific functioning of the microbiocenosis in the near-bottom zone of the lake.

The studies of the taxonomic composition of phages in the neuston film at the water-air interface yielded different results. Virus-like particles without a tail were the main component of the virioneuston (in the neuston microbiome)–65%. The proportion of tailed phages was lower: the contribution of members of the family *Podoviridae* reached 25%, while those of the families *Siphoviridae* and *Myoviridae* amounted to ~10% each. The surface microlayer of the Lake Baikal water column showed a significant number of filamentous phages of the family *Inoviridae* distinguished by long (up to 2000 nm) flexible and (or) rigid straight and thin curved threads. There were also phages having similar ultrastructural features with viruses of the rare families *Rudiviridae* and *Fuselloviridae* that had not been previously recorded in the lake. Small forms with a capsid diameter of 30-60 nm predominated (44%) in the size structure of phages in the neuston film at the water-air interface. Phages sized ≥60-80 nm and ≥80 nm accounted for 28 and 23%, respectively. The occurrence frequency of phages sized ≤30 nm was insignificant (5%). The number of bacteriophages in the neuston film varied from $0.05 \cdot 10^6$ to $0.16 \cdot 10^6$ mL^{-1}.

According to current concepts, 95-99% of microorganisms hosting bacteriophages in aquatic ecosystems exist in the form of specifically organized biofilms attached to the substrate, being formed on the interface. The development of biofilm communities is one of the main strategies for the survival of bacteria not only in the environment but also in infected organisms (Ilyina et al., 2004). Phages with different specificity enzymes capable of destroying the polysaccharide protection (matrix), as well as bacteria themselves, play the main role in the lysis of biofilm microorganisms (Sutherland, 2001). The activity of fouling bacteriophages leads to the formation of the biofilm structure–the appearance of cavities, channels, and pores, resulting in a disruption of its integrity. Of great interest is the search for new phages with high enzymatic activity in the destruction of biofilms consisting of pathogenic microorganisms. For the first time in oligotrophic Lake Baikal, we studied the microbiological diversity and size spectrum of bacteriophages in near-bottom biofilms formed on the natural geological rocks and artificial substrate (Dutova and Drucker, 2013; Drucker et al., 2015; Drucker et al., 2019). The results of the study of morphological composition of phages in biofilms formed on rocky substrates under natural conditions at the water-marble, water-granite, water amphibolite, water-mica, water-quartz, water-gabbro, water-urtite, and water-steel plate interfaces were different from those obtained for a neuston film. Phages of the family *Podoviridae* predominated (45-50%) in biofilms formed on geological rocks (marble, granite, and amphibolite), except for biofilms at the water-mica interface where they amounted to ~23%. These were phages with a capsid diameter of 42-55 nm and a tail length of 8-22 nm. Small tailless phage particles, hexagonal in shape, 30-52 nm in size on a plane, presumably belonging to the family *Microviridae*, ranked second in terms of occurrence (35-45%). We also identified bacteriophages of the families *Myoviridae*, *Siphoviridae*, and *Inoviridae*, as well as enveloped phages, in small or even single quantities.

Tailed forms of bacteriophages of the families *Siphoviridae* (8%), *Myoviridae* (14%), and *Podoviridae* (44%) mainly represented bacteriophages in the biofilm collected from the metal plate. Morphologically uniform particles with a diameter of 28-100 nm without a tail comprised a significant part of the community (30%), while tailless enveloped viral particles were less significant (up to 4%) in the fouling on the metal plate,

Small viral particles with a capsid diameter of 30-60 nm mostly represented (70-85%) the size structure of bacteriophages in the fouling on rocks of Lake Baikal. The size class ≥ 60-80 nm accounted for 10-25%, while the occurrence frequency of particles sized ≥80 nm was insignificant. Phages sized 30-60 nm (41%) and ≥60-80 nm (39%) were more common on the steel plate. Large phages belonging to the size classes ≥80-100 nm and ≥100 nm amounted to 9 and

7%, respectively. The total number of bacteriophages in different geological environments varied significantly: $0.03 \cdot 10^{6}$-$0.1 \cdot 10^{6}$ cm^2.

Thus, the first studies of autochthonous bacteriophages formed on stony substrates and a metal plate under the natural conditions of Lake Baikal demonstrated differences in morphology, size structure, and number of phages compared to other biotopes of the lake. This indicates the presence of various biological virus-host systems and their interaction mechanisms under different ecological conditions of the functioning of virioneuston and viriobenthos biofilm communities in Lake Baikal. Upon the acquisition of new knowledge about autochthonous bacteriophages in aquatic ecosystems, it becomes clear that they can significantly change the balance of life processes, interrupting many links of food chains, changing the structure of communities and, thereby, improve or worsen the self-purification processes in them.

A comparison of bacteriophage sizes, such as capsid diameter and tail length, in Lake Baikal and other lakes, seas, and oceans revealed that the characteristics of Baikal phages are significant sizes of their capsids and tails (20-254 and 8-780 nm, respectively). According to (Wommack et al., 1992; Auguet et al., 2006), virioplankton relatively homogenous in sizes, with a capsid size of 30-60 nm, predominates in seas and oceans.

The diversity of T4-like bacteriophages in Lake Baikal was first described using the capsid protein gene markers (Butina et al., 2010). The genetic diversity of T4-like bacteriophages in the surface microlayer and biofilms of biogenic and abiogenic substrates from Lake Baikal was determined for the first time. Bacteriophages from biofilms of rocks and sponges in the coastal zone appeared to be phylogenetically close to planktonic phages in the pelagic zone of the lake. Neuston phages much differed from the communities in the lake's plankton and biofilms. Surface microlayer bacteriophages from the Maloye More Strait differed significantly from other ecotopes of Lake Baikal, grouping into one cluster with sequences from polar lakes and forming a clade with Baikal cluster (Potapov et al., 2020). In most cases, the *g23* sequences had the closest uncultivated relative; therefore, it is not possible to answer the question of who hosted these viruses.

The lack of a universal genetic marker for the search and identification of viruses extremely complicates the study of viral communities, including aquatic ecosystems. In recent years, high throughput sequencing has solved many methodological issues and substantially expanded the possibilities for studying the structure, biodiversity, and functioning of viromes (Watkins et al., 2016; Skvortsov et al., 2016). For the first time, on the example of Lake Baikal, high throughput sequencing determined the genetic diversity of DNA viromes for ancient lakes on the Earth (Butina et al., 2019; 2020; Potapov et al., 2019). Bacteriophage communities from different biotopes of the lake had the greatest similarity to each other, rather than to communities from other aquatic ecosystems (Potapov et al., 2019). The taxonomic annotation of viromes indicated the predominance of sequences belonging to bacteriophages of the families *Myoviridae, Siphoviridae*, and *Podoviridae* (Potapov et al., 2019; Butina et al., 2019; 2020), which was consistent with direct microscopic observation of free virus-like particles. It was also reported that sequences of the family *Myoviridae* were most frequently detected in the virome data (Potapov et al., 2019; Butina et al., 2019). The overwhelming majority among all bacteriophage sequences, both in the coastal and pelagic samples, involved sequences similar to cyanophages (Potapov et al., 2020; Butina et al., 2019).

It should be taken into account that genomes of phages of the family *Myoviridae* average 134 kbp, compared to siphoviruses and podoviruses, whose genomes average 50 kbp, and genomes of the families *Inoviridae, Microviridae*, and *Leviviridae* of <10 kbp (Zrelovs et al., 2020). A radical change in the current classification of phages is the abolition of the morphology-based families *Myoviridae, Podoviridae*, and *Siphoviridae*, as well as the removal of the order *Caudovirales* that was replaced by the class *Caudoviricetes* to group all tailed bacterial and archaeal viruses with icosahedral capsids and a double-stranded DNA genome. This change was necessary, taking into account numerous independent assessments that these morphology-based families are polyphyletic and do not accurately reflect the common evolutionary history. Twenty-two new families were identified in the class *Caudoviricetes* (Turner et al., 2023). Based on the taxonomic analysis of viromes at the class level, bacteriophages of the class *Caudoviricetes* dominated (80-94.6%) all samples from Lake Baikal, according to the current classification. The second most common class was *Megaviricetes*, eukaryotic viruses that include giant DNA viruses (except for the sample collected during the under-ice period when *Maveriviricetes* were ranked second). Their proportion was 5.6-17.9%. *Maveriviricetes* was the third most numerous class that includes virophages capable of reproducing in eukaryotic cells only in the presence of another virus (0.9-2.7%) (Potapov and Belykh, 2023). According to the new classification, phages from Lake Baikal, which previously belonged to the family *Myoviridae*, are currently classified as members of the families *Kianoviridae*, *Straboviridae*, *Peduoviridae*, and *Herelleviridae*, while phages with podoviral morphology are represented mainly by the family *Autographiviridae* and less represented by the families *Suoliviridae* and *Pachyviridae*. Sequences of phages with siphoviral morphology were minor in Baikal virome (Potapov and Belykh, 2023).

From metagenomic data on Lake Baikal water, 73 bacteriophage genomes with a length ranging from 13.8 to 163.7 kb were reconstructed. Two of them presumably belonged to cyanophages. The rest, according to the current classification, were new taxa because they did not have a significant similarity with known phages at the genomic level. Analysis of amino acid sequences identified in the reconstructed bacteriophage genomes using the PHROG (Phage Orthologous Groups) database revealed that 27.5% of them had an unknown function, while most sequences similar to the known ones (23.7%) belonged to the "DNA, RNA and

nucleotide metabolism" category. The reconstructed genomes also contained auxiliary metabolism genes (AMGs) that accelerate host metabolism during phage infection (*nadM, cysC, cobS, galE, cobT*, etc.) (Potapov et al., 2024b).

The whole genome of a new Baikal phage, PaBG, infecting the *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 strain was determined (Sykilinda et al., 2014). Bioinformatics analysis of this genome did not reveal sufficient homology with known phage genomes. Bacteriophage PaBG consists of a head with a diameter of 136 nm and a tail with a length of 220 nm, which allows it to be classified as a giant phage. It has a double-stranded DNA with a length of 258139 bp; the number of open reading frames (ORF) is 308. The PaBG genes encode their own phage RNA and DNA polymerases. This giant Baikal phage is phylogenetically distant from other pseudomonad phages and represents a novel genus of viruses, *Baikalvirus*, of the class *Caudoviricetes*, according to the modern taxonomic classification of ICTV (https://ictv.global/taxonomy/taxondetails?taxnode_id=202407911&taxon_name=Baikalvirus). Molecular genetic and biological characteristics of Baikal phages infecting *Pseudomonas aeruginosa*, an opportunistic pathogen, were shown in (Sykilinda et al., 2011; Evseev et al., 2020; Evseev et al., 2021). The efficacy of the combined effect of bacteriophage and antibiotic on the biofilm containing *Pseudomonas aeruginosa* was reported in (Gorshkova et al., 2020). The conducted research allowed us to deposit two Baikal bacteriophage strains in the Bioresource Center "All-Russian Collection of Industrial Microorganisms" of the National Research Center "Kurchatov Institute". Moreover, Limnological Institute SB RAS received a patent No2831 173, 2024 for the invention "*Pseudomonas phage Ka1* bacteriophage strain for the treatment and/or prevention of infectious diseases caused by *Pseudomonas aeruginosa*".

4. Conclusion

Comprehensive microbiological, virological, and molecular genetic studies of autochthonous bacteriophages in various biotopes of oligotrophic Lake Baikal, which were conducted by different authors, revealed that bacteriophages occupy an important place in the lake's ecosystem, interacting with other links in the trophic chain. V.V. Drucker, S.A. Potapov, A.S. Gorshkova, and O.I. Belykh (2020) proposed a modern microbial loop scheme, a previously unknown viral link that significantly complements the understanding of the structural and functional organization of the ecosystem of Lake Baikal, the world's deepest and oldest freshwater body. The results of the comprehensive studies can be used to control the water quality of Lake Baikal as well as to detect opportunistic and pathogenic viruses and microorganisms. Baikal bacteriophages can be also used to obtain effective prophylactic and therapeutic antibacterial agents. Nevertheless, the ecology of viruses in aquatic ecosystems around the world is still poorly understood, and many issues remain unclear to date.

Acknowledgements

This study was supported by the National Government and was carried out within the framework of State Project No. 0279-2021- 0015 "Viral and bacterial communities as the basis for the stable functioning of freshwater ecosystems".

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Ackermann H.W. 2001. Frequency of morphological phage description in the year 2000. Archives of Virology 146: 843-857.

Auguet J.C., Montanie H., Lebaron P. 2006. Structure of virioplankton in the Charente estuary (France): Transmission electron microscopy versus pulsed field gel electrophoresis. Microbial Ecology 5: 197-208.

Belykh O.I., Belikov S.I. 2000. Detection and recording of virus-like particles in Lake Baikal water using epifluorescence microscopy. In: Third Vereshchagin Baikal Conference, pp. 27. (in Russian)

Bergh O., Borsheim K.Y., Bratbak G. et al. 1989. High abundance of viruses found in aquatic environments. Nature 340(6233): 467–8.

Butina T.V., Belykh O.I., Maksimenko S.Y. et al. 2010. Phylogenetic diversity of T4-like bacteriophages in Lake Baikal, East Siberia. FEMS Microbiology Letters 309(2): 122–129.

Butina T.V., Potapov S.A., Belykh O.I. et al. 2012. Genetic diversity of the family *Myoviridae* cyanophages in Lake Baikal. The Bulletin of Irkutsk State University. Series "Biology. Ecology" 5(3): 17-22

Butina T.V., Bukin Y.S., Krasnopeev A.Yu. et al. 2019. Estimate of the diversity of viral and bacterial assemblage in the coastal water of Lake Baikal. FEMS Microbiology Letters 366(9): fnz094. DOI: 10.1093/femsle/fnz094

Butina T.V., Petrushin I.S., Khanaev I.V. et al. 2020. Virome Analysis of Near-Bottom Coastal Water of Lake Baikal. Microbiol Resource Announcment 9(49): 1–3. DOI: 10.1128/mra.01241-20

Drucker V.V., Dutova N.V. 2009. Bacteriophages as a new trophic link in the ecosystem of the deep-water Lake Baikal. Doklady Biological Sciences 427: 339–342. DOI: 10.1134/S0012496609040103

Drucker V.V., Dutova N.V. 2006. Study of the morphological diversity of bacteriophages in Lake Baikal. Doklady Biological Sciences 410: 421–423. DOI: 10.1134/S001249660605022X

Drucker V.V., Dutova N.V. 2003. Phages of Lake Baikal. In: Proceeding of the International Baikal Microbiological Symposium, pp. 35. (in Russian)

Drucker V.V., Belykh O.I., Gorshkova A.S. et al. 2019. Autochthonous bacteriophages in the structure of the "microbial loop" in different biotopes of Lake Baikal. Contemporary Problems of Ecology 12: 143–154. DOI: 10.1134/S1995425519020045

Drucker V.V., Maslennikov A.A. 1998. Coliphages of Lake Baikal and its tributaries. In: Modern problems of ecology, nature management and resource conservation of the Baikal region. – Proceedings of the All-Union Scientific Conference – Irkutsk, pp. 279. (in Russian)

Drucker V.V., Dutova N.V. 2005. Study of bacteriophages of Lake Baikal as a component of the natural viral community. In: Fourth Vereshchagin Baikal Conference, pp. 70-71.

Drucker V.V., Potapov S.A., Gorshkova A.S. et al. 2020. Bakteriofagi ozera Baikal. Novosibirsk: Publishing House of Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. ISBN: 978-5-7692-1678-7. (in Russian)

Drucker V.V., Bondar A.A., Gorshkova A.S. et al. 2015. Search and study of autochthonous bacteriophages in various biotopes of Lake Baikal. In: Actual problems of science in the Baikal region, pp. 120-124. (in Russian)

Dutova N.V., Drucker V.V. 2013. Viral community of biofilms forming on different substrates under natural conditions of Lake Baikal. Doklady Biological Sciences 451: 238–240. DOI: 10.1134/S0012496613030113

Evseev P., Lukianova A., Sykilinda N. et al. 2021. *Pseudomonas* Phage MD8: Genetic Mosaicism and Challenges of Taxonomic Classification of Lambdoid Bacteriophages. International journal of molecular sciences 22(19): 1-33. DOI: 10.3390/ijms221910350

Evseev P., Sykilinda N., Gorshkova A. et al. 2020. *Pseudomonas* Phage PaBG—A Jumbo Member of an Old Parasite Family. Viruses 12(7): 1-25. DOI: 10.3390/v12070721

Gorshkova A.S., Drucker V.V., Sykilinda N.N. 2020. The combined effect of bacteriophages and antibiotics on *Pseudomonas aeruginosa* biofilm. Antibiotics and Chemotherapy 65(3-4):7-11. DOI: 10.37489/0235-2990-2020-65-3-4-7-11 (in Russian)

Ilyina T.S., Romanova Y.M., Gintsburg A.L. 2004. Biofilms as a mode of existence of bacteria in external environment and host body: the phenomenon, genetic control, and regulation systems of development. Russian Journal of Genetics 40: 1189–1198. DOI: 10.1023/B:RUGE.0000048660.19958.c3

Klut M.E., Stockner J.G. 1990. Virus-Like Particles in an Ultra-Oligotrophic Lake on Vancouver Island, British Columbia. Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences 47(4): 725–730.

Maranger R., Bird D.F. 1995.Viral abundance in aquatic systems: A comparison between marine and fresh waters. Marine Ecology Progress Series 121(1–3): 217–226.

Noble R.T., Fuhrman J.A. 1999. Breakdown and microbial uptake of marine viruses and other lysis products. Aquatic Microbial Ecology 25: 943-948.

Potapov S.A., Butina T.V., Belykh O.I. et al. 2013. Genetic diversity of T4-like bacteriophages in Lake Baikal. The Bulletin of Irkutsk State University. Series "Biology. Ecology" 6(3): 14-19.

Potapov S.A., Krasnopeev A.Yu., Tikhonova I.V. et al. 2018. Characterization of the genetic diversity of T4-like bacteriophages in benthic biofilms of Lake Baikal. The Bulletin of Irkutsk State University. Series "Biology. Ecology" 25: 15-31. DOI: 10.26516/2073-3372.2018.25.15

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krasnopeev A.Yu. et al. 2019. Metagenomic Analysis of Virioplankton from the Pelagic Zone of Lake Baikal. Viruses 11(11): 1-15. DOI: 10.3390/v11110991

Potapov S., Belykh O., Krasnopeev A. et al. 2020. Diversity and biogeography of bacteriophages in biofilms of Lake Baikal based on g23 sequences. Journal of Great Lakes Research 46(1): 4-11. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.06.007

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krasnopeev A.Yu. et al. 2022. Communities of T4-like bacteriophages associated with bacteria in Lake Baikal: diversity and biogeography. PeerJ 10:e12748. DOI: 10.7717/peerj.12748

Potapov S., Krasnopeev A., Tikhonova I. et al. 2022. The Viral Fraction Metatranscriptomes of Lake Baikal. Microorganisms 10: 1937. DOI: 10.3390/microorganisms10101937

Potapov S.A., Belykh O.I. 2023. Virophages Found in Viromes from Lake Baikal. Biomolecules 13(12): 1-16. DOI: 10.3390/biom13121773

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krechetova E.L. et al. 2024. T4-Like Cyanophages of Lake Baikal: Genetic Diversity and Biogeography. Microbiology 93(2): 213-216. DOI: 10.31857/S0026365624020216

Potapov S.A., Tupikin A.E., Tikhonova I.V. et al. 2024. Search for putative complete and near-complete genomes of DNA-containing viruses in metagenomes obtained from the Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 1050-1065. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-4-1050

Proctor L.M., Fuhrman J.A. 1990. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. Nature 343: 60–62.

Skvortsov T., De Leeuwe C., Quinn J.P. et al. 2016. Metagenomic characterisation of the viral community of lough neagh, the largest freshwater lake in Ireland. PLoS One 11(2): 1–19.

Sutherland I.W. 2001. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. Journal of Microbiology UK 147: 3–9.

Suttle C.A. 2005. Viruses in the sea. Nature 437(7057): 356–361.

Sykilinda N.N., Bondar A.A., Gorshkova A.S. et al. 2014. Complete Genome Sequence of the Novel Giant *Pseudomonas* Phage PaBG. Genome Announcements 2(1): e00929-13.

Sykilinda N.N., Kovadlo A.S., Kadykov V.A. et al. 2011. Molecular genetic and biological characteristics of *Pseudomonas aeruginosa* bacteriophages in Lake Baikal. In: Proceedings of the 3rd Baikal Microbiological Symposium with international participation. BSM-2011, pp. 130-133. (in Russian)

Turner D., Shkoporov A.N., Lood C. et al. 2023. Abolishment of morphology-based taxa and change to binomial species names: 2022 taxonomy update of the ICTV bacterial viruses subcommittee. Archives of Virology 168(74): 1-9. DOI: 10.1007/s00705-022-05694-2

Watkins S.C., Kuehnle N., Ruggeri C.A. et al. 2016. Assessment of a metaviromic dataset generated from nearshore Lake Michigan. Marine Freshwater Resources 67(11): 1700.

Weinbauer M.G. 2004. Ecology of prokaryotic viruses. Journal FEMS Microbiological Reviews 28: 127–181.

Weitz J.S., Wilhelm S.W. 2012. Ocean viruses and their effects on microbial communities and biogeochemical cycles. F1000 Reports Biology 4(17): 1-8.

Wommack K.E., Colwell R.R. 2000. Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems. Journal Microbiology Molecular Biology Review 64: 69–114.

Wommack K.E., Hill R.T., Kessel M. et al. 1992. Distribution of viruses in the Chesapeake Bay. Applied Environmental Microbiology 58(9): 2965-2970.

Zheng Y.Z., Webb R., Greenfield P. et al. 1996. Improved method for counting virus like particles. Journal Virological Methods 62(2): 153-159.

Zrelovs N., Dislers A., Kazaks A. et al. 2020. Motley Crew: Overview of the Currently Available Phage Diversity. Fronties Microbiology 29(11): 579452. DOI: 10.3389/fmicb.2020.579452

Аналитический обзор

Бактериофаги озера Байкал – в структуре новой международной классификации ICTV (аналитический обзор)

Дрюккер В.В.*, Горшкова А.С.

Лимнологический институт Сибирское отделение Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Проведен анализ результатов исследований из литературных источников впервые изученного нового звена «микробной петли» экосистемы озера Байкал – автохтонных бактериофагов. За короткий период времени с использованием самых современных методов исследования установлено значительное таксономическое разнообразие фагов в различных биотопах озера во все сезоны года и на всех глубинах. Впервые проведено изучение размерной структуры и численности байкальских бактериофагов, впервые выяснено генетическое разнообразие Т4-подобных фагов поверхностного микрослоя и биопленок биогенных и абиогенных субстратов озера. Определен полный геном нового гигантского байкальского бактериофага PaBG. Он был ратифицирован международным комитетом по таксономии вирусов (ICTV) как новый род *Baikalvirus*.

Ключевые слова: озеро Байкал, автохтонные бактериофаги, электронно- микроскопические, вирусологические, молекулярно-генетические методы, таксономическое разнообразие, современная «микробная петля»

Для цитирования: Дрюккер В.В., Горшкова А.С. Бактериофаги озера Байкал – в структуре новой международной классификации ICTV (аналитический обзор) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 566-582. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-566

1. Введение

В последние десятилетия в водах морей и океанов установлена высокая численность вирусных частиц – до 10^8 частиц/мл, которая значительно превышает численность всех других организмов водных экосистем (Bergh et al., 1989; Proctor and Fuhrman, 1990; Wommack and Colwell, 2000; Weinbauer, 2004). В 1990 г. M.E. Klut, J.G. Stockner (1990) в ультраолиготрофном озере Спроат (Канада) обнаружили вирусоподобные частицы в количестве около 10^7 частиц/мл воды, различного размера – 60-200 нм. По данным трансмиссионной электронной микроскопии (ТЭМ), фаги представляли собой пяти-, шестисторонние головки с отчетливо видимым придатком (хвостом). Были обнаружены фаговые частицы, как не прикрепленные к клеткам, так и ассоциированные с ними, установлена большая их численность в весеннее время. Коэффициент численности фагов к бактериям составлял 3:1. Соотношение фаг/бактерия используется для сравнения между популяциями вириопланктона и бактериопланктона, и как выяснено, в пресноводных экосистемах оно выше, чем в морских (Maranger and Bird, 1995).

Выяснено, что бактериофаги (фаги) относятся к числу наиболее мощных биологических факторов, контролирующих разнообразие и численность своих хозяев, а также продуктивность водных экосистем, принимая активное участие в биогеохимических циклах. Большое разнообразие и повсеместная распространенность вирусов в водных экосистемах (как в морских, так и в пресноводных), а также их различные функции, свидетельствуют об их экологической важности в жизненных процессах водоемов. Недостаточная изученность вириопланктона в пресноводных экосистемах открывает большие возможности для исследования этих сравнительно новых, причем – самых многочисленных биологических объектов. Вирусы бактерий и водорослей являются общепризнанными активными участниками «микробной петли» - участка трофической цепи, ответственного за циркуляцию растворимого органического вещества, и это наиболее значимое

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: drucker@lin.irk.ru (В.В. Дрюккер)

Поступила: 15 июля 2025; ***Принята:*** 04 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

свойство их в функционировании водных экосистем (Noble and Fuhrman, 1999; Suttle, 2005; Weitz and Wilhelm, 2012). Эти новые знания изменили сложившиеся представления о структуре и функционировании «микробной петли» водных экосистем. Подобные исследования особенно актуальны для малоизученных пресноводных экосистем, а для озера Байкал в настоящее время большое значение имеет проблема сохранения высокого качества воды. И в решении этой актуальной глобальной задачи существенную роль играют исследования структуры и функционирования микробного и вирусного населения озера в современный период глобального потепления, поскольку они выполняют основную функцию самоочищения от различных видов загрязнения.

2. Материалы и методы

Исследования колифагов озера Байкал и его притоков были начаты в 1998 году (Дрюккер и Масленников, 1998). Методом эпифлуоресцентной микроскопии (ЭФМ) в озере были обнаружены вирусные частицы (Белых и Беликов, 2000). Для изоляции фагов из природных образцов воды и культивирования их был использован общепринятый подход, а в дальнейшем, для их изучения - ТЭМ, что позволило получить наиболее точное и полное представление о морфологии, численности и пространственном распределении их (Дрюккер и Дутова, 2003; 2005; 2006). Для поиска и изучения автохтонных бактериофагов отбор проб воды и нейстона проведен в литорали и пелагиали озера Байкал в весенний, летний, осенний и зимний периоды 2002-2015 гг. Для исследования бактериофагов природных биопленок, образованных на естественных геологических породах (гранит, мрамор, слюда, кварц, амфиболит, габбро, уртит) и на стальной пластине водолазами были взяты образцы, экспонированные в условиях природного эксперимента, продолжавшегося 5 лет в литорали на глубине 3 м. Для электронно-микроскопического изучения взятые стерильно пробы воды осаждали с помощью ультрацентрифуг Beckman L8-55 и Sorvall Discovery 96 SE. Из каждой пробы готовились по две сетки, на которых учитывали фаговые частицы различных морфологических групп в 100 полях зрения, подсчет численности проводили в двух проворностях (Zheng et al., 1996). Препараты фагов исследовались в трансмиссионном электронном микроскопе LEO-906E (Karl Zeiss, Германия). Идентификацию бактериофагов проводили по морфологическим признакам согласно существовавшей международной классификации (Ackermann, 2001). Статистическая обработка полученных результатов выполнена с помощью Microsoft Excel 2010.

Молекулярные методы исследования заключались в секвенировании гена основного капсидного белка *g23* и гена портального белка *g20* Т4-подобных бактериофагов по методу Сенгера и с помощью высокопроизводительного секвенирования (Butina et al., 2010; Бутина и др., 2012; Потапов и др., 2013; 2018; Potapov et al., 2020; 2022a; 2024a). Также было выполнено метагеномное и метатранскриптомное секвенирование вирусного сообщества (фракция менее 0,2 мкм), для чего были отобраны пробы воды объемом по 25 л в 3 котловинах озера и проливе Малое Море в различные сезоны (Potapov et al., 2019; 2020; 2022b; 2024a). Биоинформатический анализ выполнен с помощью ряда программ SPAdes v.3.13.0, Virsorter v.1.0.3, BWA v.0.7.17, SAMtools v.1.9 et al. и баз данных RefSeq и GenBank. Также проведена оценка β-разнообразия вирусных сообществ: 1) на основе аминокислотных последовательностей гена g20, *g23*, применяя метрику UniFrac; 2) на основе таксонов вирусных сообществ с применением иерархического кластерного анализа (Potapov et al., 2018; 2019).

3. Результаты и обсуждение

Впервые в самом древнем и глубоководном олиготрофном озере Байкал в 2001-2003 гг. методом ТЭМ во всей водной толще до максимальных глубин были обнаружены автохтонные бактериофаги. Из известных в то время семейств ДНК- и РНК-содержащих фагов (по данным Международного комитета по таксономии вирусов, ICTV) в различных биотопах озера впервые найдено, идентифицировано и изучены семейства: *Siphoviridae, Myoviridae, Podoviridae, Inoviridae* (Дрюккер и Дутова, 2003; 2005; 2006). Кроме того, были обнаружены четыре морфологических типа фагов неизвестного систематического положения, возможно «эндемичные». Таким образом, большое биоразнообразие, характерное для флоры и фауны оз. Байкал, относится и к бактериофагам.

Бактериофаги найдены во все сезоны года в сообществах различных биотопов оз. Байкал: нейстоне, планктоне, бентосе и поэтому их можно считать автохтонными, так как их обнаруживали постоянно в многолетних исследованиях в течении всех сезонов года на различных глубинах – от поверхности до 1200 м (максимальная глубина исследований) (Дрюккер и Дутова, 2009). Для глубоководной олиготрофной экосистемы оз. Байкал была впервые установлена вполне четкая закономерность: большинство найденных фагов (76 %) принадлежали отряду *Caudovirales* – хвостатых фагов с икосаэдрическими головками, объединяющему в зависимости от размеров и сократимости хвостовых отростков три семейства: *Siphoviridae, Podoviridae, Myoviridae.* Среди них преобладали – 40-59 % фаги с длинными несократимыми хвостовыми отростками, представляющими семейство *Siphoviridae* (Рис. 1, 2). Это фаги с различной формой капсида, размер которого варьировал от 20 до 254 нм, длина отростка составляла 45-780 нм. Следующим по встречаемости – 11-32 %, были бактериофаги семейства *Podoviridae* с коротким несократимым хвостовым отростком без базальной пластинки (Рис. 3). Размер капсида составлял 40-73 нм, длина хвостовых отростков 8-29 нм. Бактериофаги семейства *Myoviridae* имели размер капсида 69-143 нм, длину хвостовых отрост-

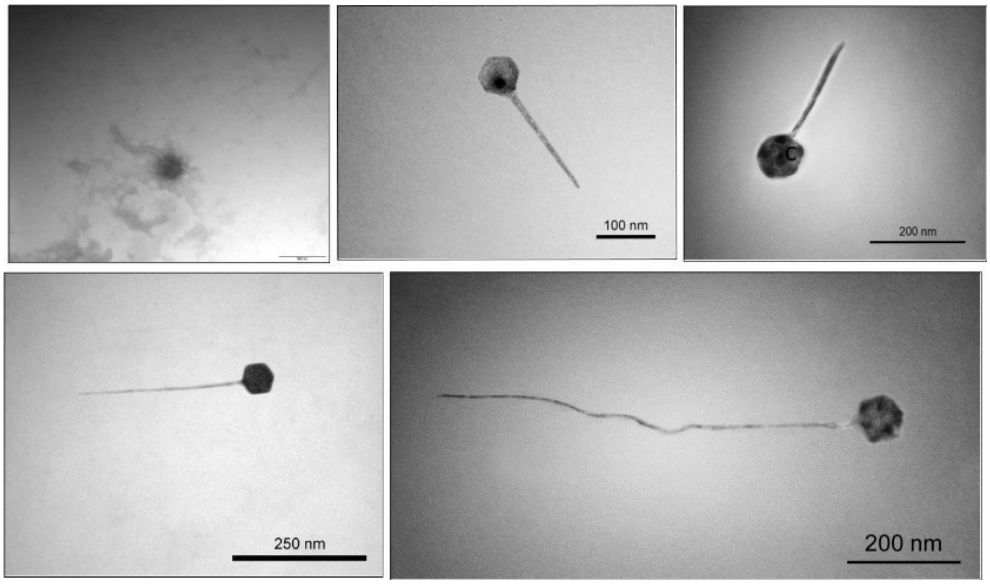


Рис.1. Трансмиссионная электронная микроскопия сифовирусов (ранее классифицированных как семейство *Siphoviridae*).

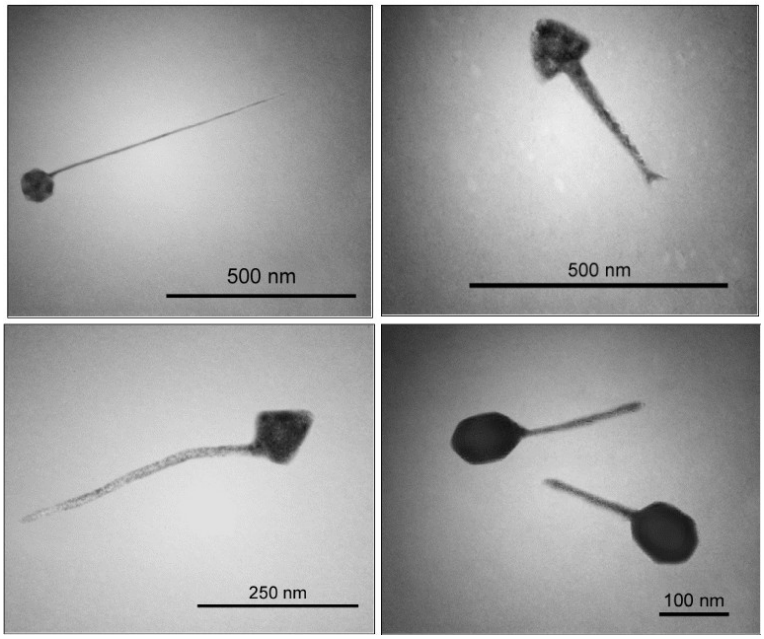


Рис.2. Трансмиссионная электронная микроскопия сифовирусов (ранее классифицированных как семейство *Siphoviridae*).

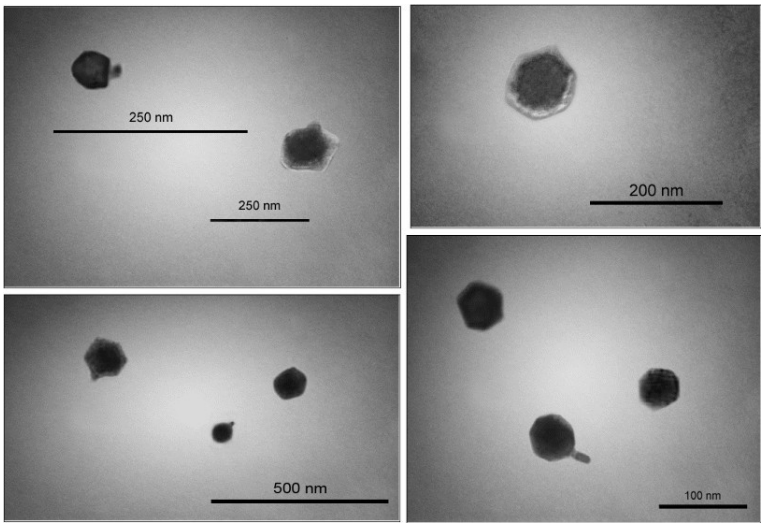


Рис.3. Трансмиссионная электронная микроскопия подовирусов (ранее классифицированных как семейство *Podoviridae*).

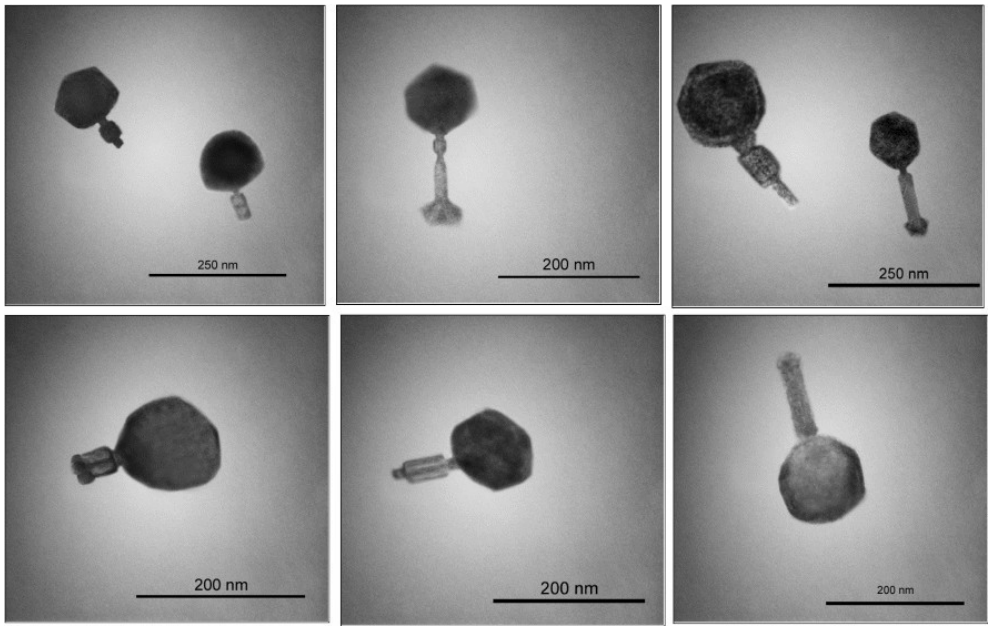


Рис.4. Трансмиссионная электронная микроскопия миовирусов (ранее классифицированных как семейство *Myoviridae*).

ков 25-326 нм, длину чехлов 15-121 нм, их доля в планктоне озера достигала 6-25 % (Рис. 4, 5). Они отличались сложной структурной организацией сократимого хвостового отростка. Базальная пластинка этих фагов снабжена разного рода структурами: зубцеобразными, войлочными придатками и шаровидными телами на концах отростков. В вириопланктоне оз. Байкал в небольшом количестве встречались вирусоподобные частицы без хвостового отростка, фаги семейства *Inoviridae* (нитчатые) (Рис. 6). Особый интерес представляют обнаруженные морфотипы бактериофагов, которые не представлены в классификации Международного комитета по таксономии вирусов (ICTV) и не описаны авторами для других водных экосистем (возможно, эндемичные для Байкала)- Рис. 7. Так, в летний период найдены вирионы с головкой в форме «юлы». Особенностью морфологии фагов является наличие шиповидных выростов длиной около 7 нм, радиально отходящих от капсида. Кроме того, найдены фаги с двумя четко дифференцированными оболочками и толстым хвостовым отростком. Также найдены фаги в форме «молотка» с головкой, вытянутой перпендикулярно хвосту. Большинство хвостатых фагов отряда *Caudovirales* – до 96 %, также обнаруживают в морях и океанах (Ackermann, 2001), причем 67-87 % принадлежат семейству *Siphoviridae,* и в меньшем количестве семейству *Myoviridae* – 7-14 % и *Podoviridae* – 5-19 %.

Численность свободных фаговых частиц в воде оз. Байкал в различные сезоны года изменялась от $0.58 \cdot 10^6$ мл$^{-1}$ на поверхности до $0.01 \cdot 10^6$ на глубине 1000 м. Наибольшая численность фагов отмечалась в весенний и летне-осенний периоды в поверхностном слое воды. Минимальное количество бактериофагов наблюдалось в зимний период на глубине 1000 м. Подобная сезонная закономерность в развитии численности фагов, как и верти-

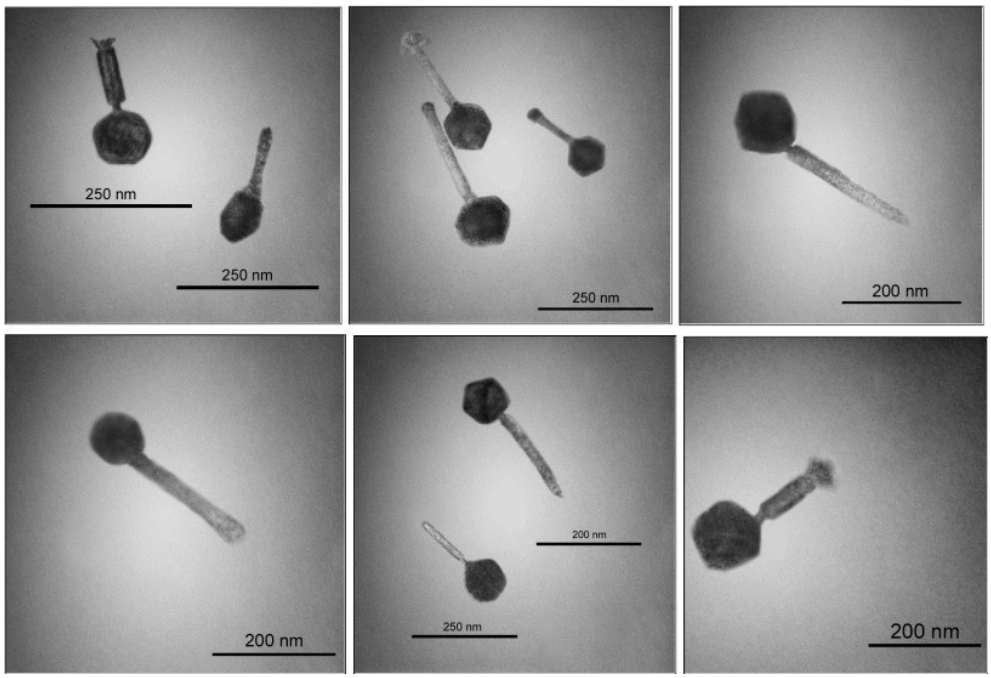


Рис.5. Трансмиссионная электронная микроскопия миовирусов (ранее классифицированных как семейство *Myoviridae*).

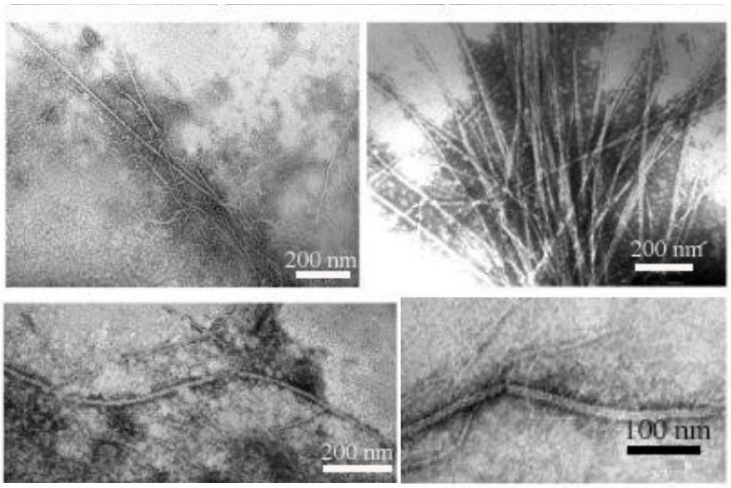


Рис.6. Трансмиссионная электронная микроскопия нитчатых вирусоподобных частиц.

кальное распределение их, согласуется с динамикой общей численности бактерий в воде озера. В вертикальном распределении бактериофагов отмечена общая закономерность – снижение их количества с глубиной. Однако у дна озера на 1200 м происходит увеличение численности фагов до $0.03 \cdot 10^6$ мл$^{-1}$, что, очевидно, сопряжено с особенностью функционирования микробиоценоза в придонной зоне озера.

Проведенные исследования таксономического состава фагов нейстонной пленки, находящейся на границе фаз вода-воздух, дали иные результаты. Основным компонентом вирионейстона (в составе микробиома нейстона) являлись вирусоподобные частицы без хвостового отростка – 65%. Доля хвостатых фагов в нейстоне оказалась ниже: вклад представителей семейства *Podoviridae* достигал 25 %, а семейства *Siphoviridae* и *Myoviridae* составлял около 10 % каждый. В поверхностном микрослое водной толщи Байкала в значительном количестве найдены нитчатые фаги семейства *Inoviridae*, отличающиеся длинными (до 2000 нм) гибкими и (или) жесткими прямыми и тонкими изогнутыми нитями. Найдены также фаги, обладающие сходными ультраструктурными признаками с вирусами редких семейств *Rudiviridae* и *Fuselloviridae*, которые ранее в озере не регистрировались. В размерной структуре фагов нейстонной пленки на границе вода-воздух преобладали мелкие формы с диаметром капсида 30-60 нм (44 %). Фаги размером ≥ 60-80 нм и ≥ 80 нм составляли 28 и 23 % соответственно. Частота встречаемости фагов размером ≤ 30 нм оказалась незначительной (5 %). Численность бактериофагов в нейстонной пленке варьировала от $0.05 \cdot 10^6$ до $0.16 \cdot 10^6$ мл$^{-1}$.

По современным представлениям, 95-99 % микроорганизмов-хозяев бактериофагов в водных экосистемах существуют в виде специфически организованных, прикрепленных к субстрату биопленок, формирующихся на поверхности раздела фаз. Развитие биопленочных сообществ – одна из основных стратегий выживания бактерий не только в окружающей среде, но и в инфицируемых организмах (Ильина и др., 2004). Основную роль в лизисе биопленочных микроорганизмов выполняют фаги, обладающие ферментами разной специфичности, способные разрушать полисахаридную защиту (матрикс), и сами бактерии (Sutherland, 2001). Активность бактериофагов обрастаний приводит к формированию структуры биопленки – появлению полостей, каналов, пор, и вследствие этого проис-

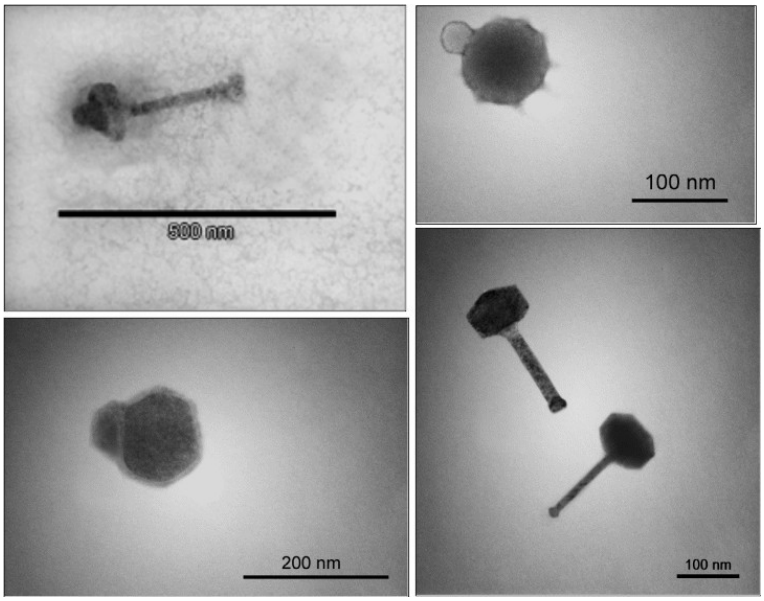


Рис.7. Необычные морфотипы бактерофагов, найденные в озере Байкал.

ходит нарушение ее целостности. Большой интерес вызывает поиск новых фагов, обладающих высокой ферментативной активностью в разрушении биопленок патогенных микроорганизмов. Впервые в олиготрофном озере Байкал исследовано морфологическое разнообразие и размерный спектр бактериофагов придонных биопленок, образованных на естественных геологических породах и искусственном субстрате (Дутова и Дрюккер, 2013; Дрюккер и др., 2015; 2019). Проведенное исследование морфологического состава фагов биопленок, формирующихся на каменистых субстратах в естественных условиях на границе фаз: вода-мрамор, вода-гранит, вода-амфиболит, вода-слюда, вода-кварц, вода-габбро, вода-уртит, а также вода-стальная пластина, дало результаты, отличные от полученных с нейстонной пленкой. В биопленках, образованных на геологических породах (мраморе, граните и амфиболите), доминировали – 45-50 % фаги семейства *Podoviridae*, за исключением биопленок на границе вода-слюда, где они составляли около 23 %. Это фаги с диаметром капсида 42-55 нм и длиной хвостового отростка 8-22 нм. На втором месте по встречаемости были мелкие бесхвостые фаговые частицы – 35-45 %, гексагональной формы размером 30-52 нм на плоскости, предположительно относящиеся к семейству *Microviridae*. Обнаружены также бактериофаги семейств *Myoviridae, Siphoviridae, Inoviridae* и оболочечные в небольшом и даже единичном количестве.

Основная часть бактериофагов биопленки, взятой с металлической пластины, представлена хвостатыми формами семейств *Siphoviridae* - 8 %, *Myoviridae* - 14 %, *Podoviridae* - 44 %. Значительную часть сообщества – 30 % составляли морфологически однотипные частицы диаметром 28 – 100 нм без хвостового отростка, менее значимы – до 4 % в обрастаниях на металлической пластине были бесхвостые оболочечные вирусные частицы.

Размерная структура бактериофагов обрастаний на горных породах оз. Байкал в большей степени – 70-85 % представлена мелкими вирусными частицами с диаметром капсида 30-60 нм. Размерный класс ≥ 60-80 нм составил 10-25 %, а частота встречаемости частиц размером ≥ 80 нм оказалась незначительной. На стальной пластине более часто встречались фаги размером 30-60 нм – 41 % и ≥ 60-80 нм – 39 %. Крупные фаги, относящиеся к размерным классам ≥ 80-100 нм и ≥ 100 нм составляли 9 и 7 % соответственно. Общая численность бактериофагов на различных геологических средах изменялась в значительных пределах: $0.03 \cdot 10^{6}$ – $0.1 \cdot 10^{6}$ см^{2}.

Таким образом, впервые проведенные исследования автохтонных бактериофагов, формирующихся на каменистых субстратах и на металлической пластине в природных условиях оз. Байкал, установили различия в морфологии, размерной структуре и численности фагов по сравнению с другими биотопами озера. Это указывает на наличие различных биологических систем вирус-хозяин и механизмов их взаимодействия в отличающихся экологических условиях функционирования биопленочных сообществ вирионейстона и вириобентоса оз. Байкал. С получением новых знаний об автохтонных бактериофагах в водных экосистемах становится понятным, что они могут существенно менять баланс жизненных процессов, прерывая многие звенья пищевых цепей, изменяя структуру сообществ, и вследствие этого улучшать или ухудшать происходящие процессы самоочищения в них.

Сравнение размеров бактериофагов – диаметр капсида и длина хвостового отростка, в оз. Байкал и в других изученных озерах, морях и океанах показало, что особенностями байкальских фагов являются значительные размеры их капсидов и хвостовых отростков: 20-254 и 8-780 нм соответственно. По данным (Wommack et al., 1992; Auguet et al., 2006), в морях и океанах доминирует относительно гомогенный по размерам вириопланктон с величиной капсидов 30-60 нм.

Разнообразие Т4-подобных бактериофагов в оз. Байкал впервые описано с использованием маркеров к гену капсидного белка (Butina et al., 2010). Впервые установлено генетическое разнообразие Т4-подобных бактериофагов поверхностного микрослоя, биопленок биогенных и абиогенных субстратов из оз. Байкал. Оказалось, что бактериофаги биопленок камней и губок в прибрежной зоне филогенетически близки с планктонными фагами пелагиали озера. Нейстонные фаги в большей степени отличаются от сообществ планктона и биопленок озера. Бактериофаги поверхностного микрослоя из пролива Малое Море имеют заметное отличие от других экотопов оз. Байкал, они группируются в один кластер с последовательностями из полярных озер, образуя совместную кладу с «байкальским» кластером (Potapov et al., 2020). В большинстве случаев последовательности *g23* имели ближайшего некультивированного родственника, поэтому нельзя ответить на вопрос, кто являлся хозяином этих вирусов.

Отсутствие универсального генетического маркера для поиска и идентификации вирусов чрезвычайно затрудняет изучение вирусных сообществ, включая водные экосистемы. В последние годы применение метода высокопроизводительного секвенирования позволило решить многие методические вопросы и значительно расширило возможности изучения структуры, биоразнообразия и функционирования виромов (Watkins et al., 2016; Skvortsov et al., 2016). Впервые для древних озер Земли с помощью высокопроизводительного секвенирования на примере оз. Байкал установлено генетическое разнообразие ДНК-содержащих виромов (Butina et al, 2019, 2020, Potapov et al., 2019). Сообщество бактериофагов из различных биотопов озера имеют наибольшее сходство друг с другом, а не с сообществами из других водных экосистем (Potapov et al., 2019). Таксономическая аннотация виромов показала преобладание последовательностей, принадлежащих бактериофагам семейства *Myoviridae, Siphoviridae* и *Podoviridae* (Potapov et al., 2019; Butina et al., 2019; 2020), что согласуется с

прямым микроскопическим наблюдением свободных вирусоподобных частиц. Также сообщается, что последовательности семейства *Myoviridae* чаще других выявляются в виромных данных (Potapov et al., 2019, Butina et al., 2019). Последовательности сходные с цианофагами, составляли подавляющее большинство среди всех последовательностей бактериофагов как в прибрежном образце, так и в пелагических (Potapov et al., 2020, Butina et al., 2019).

Следует учитывать тот факт, что геномы фагов семейства *Myoviridae* в среднем составляют 134 тыс. пар оснований, по сравнению с сифовирусами и подовирусами, геном которых в среднем имеет 50 тыс. пар оснований, а геномы семейств *Inoviridae, Microviridae Leviviridae* менее -10 тыс. пар оснований (Zrelovs et al., 2020). Радикальным изменением в современной классификации фагов является отмена основанных на морфологии семейств *Myoviridae*, *Podoviridae* и *Siphoviridae* и удаление порядка *Caudovirales*, который заменен классом *Caudoviricetes* для группировки всех хвостатых бактериальных и архейных вирусов с икосаэдрическими капсидами и двухцепочечным ДНК-геномом. Это изменение было необходимо, учитывая многочисленные независимые оценки того, что эти основанные на морфологии семейства являются полифилетическими и неточно отражают общую эволюционную историю. Двадцать два новых семейства были выделены в классе *Caudoviricetes* (Turner et al., 2023). Согласно таксономическому анализу виромов на уровне классов, во всех образцах из озера Байкал по текущей классификации. доминировали бактериофаги класса *Caudoviricetes* (80–94,6%). Вторым по распространённости классом оказались *Megaviricetes* – вирусы эукариот, к которому относятся гигантские ДНК-вирусы (за исключением образца, отобранного в подлёдный период, где второе место заняли *Maveriviricetes*). Их доля составила 5,6–17,9%. Третьим по численности классом стали *Maveriviricetes*, включающие вирофаги, которые могут размножаться в эукариотических клетках только в присутствии другого вируса (0,9–2,7%). (Potapov and Belykh, 2023). По новой классификации фаги из озера Байкал, ранее относящиеся к семейству *Myoviridae,* на данный момент классифицируются как представители семейств *Kianoviridae, Straboviridae, Peduoviridae, Herelleviridae,* фаги с подовирусной морфологией представлены в основном семейством *Autographiviridae* и менее семействами *Suoliviridae, Pachyviridae.* Последовательности фагов с сифовирусной морфологией незначительно представлены в байкальском вироме (Potapov and Belykh, 2023).

Восстановлено 73 генома бактериофагов из метагеномных данных из воды оз. Байкал длиной от 13,8 тыс. до 163,7 тыс нк. Два из них принадлежат предположительно цианофагам. Остальные по современной классификации являются новыми таксонами, так как на геномном уровне не имеют значительного сходства с известными фагами. Анализ аминокислотных последовательностей, идентифицированных в собранных геномах бактериофагов с использованием базы данных PHROG (Phage Orthologous Groups), показал, что 27,5% из них имеют неизвестную функцию, в то время как большинство последовательностей имеющие сходство с известными (23,7%) относятся к категории «Метаболизм ДНК, РНК и нуклеотидов». Также в собранных геномах были обнаружены гены вспомогательного метаболизма (AMGs), которые ускоряют метаболизм хозяина в ходе инфекции (*nadM*, *cysC*, *cobS*, *galE*, *cobT* et al) (Potapov et al., 2024b).

Определен полный геном нового байкальского фага PaBG, инфицирующего штамм *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 (Sykilinda et al., 2014). Биоинформационный анализ этого генома не выявил существенной гомологии с известными геномами фагов. Бактериофаг PaBG состоит из головки диаметром 136 нм и хвоста длиной 220 нм, что позволяет отнести его к гигантским фагам. Он имеет двухцепочечную ДНК длиной 258139 п.н., количество открытых рамок считывания (ORF) составляет 308. Гены PaBG кодируют собственные фаговые РНК- и ДНК-полимеразы. Этот гигантский байкальский фаг филогенетически отдален от других фагов псевдомонад и представляет новый род вирусов *Baikalvirus* класса *Caudoviricetes* согласно современной таксономической классификации ICTV (https://ictv.global/taxonomy/taxondetails?taxnode_id=202407911&taxon_name=Baikalvirus). Молекулярно-генетические и биологические характеристики байкальских фагов, инфицирующих оппортунистического патогена *Pseudomonas aeruginosa* даны в работах (Sykilinda et al., 2011; Evseev et al., 2020; Evseev et al., 2021). Эффективность совместного воздействие бактериофага и антибиотика на биопленку *Pseudomonas aeruginosa* показана в работе (Горшкова и др., 2020). Проведенные исследования позволили депонировать два байкальских штамма бактериофагов в Биоресурсном Центре Всероссийской коллекции промышленных микроорганизмов Национального Исследовательского Центра «Курчатовский институт». Также Лимнологический институт СО РАН получил патент №2831 173, 2024 на изобретение «Штамм бактериофага *Pseudomonas phage Ka1* для лечения и/или профилактики инфекционных заболеваний, вызываемых *Pseudomonas aeruginosa*».

4. Заключение

Проведенные различными авторами комплексные микробиологические, вирусологические и молекулярно-генетические исследования автохтонных бактериофагов в различных биотопах олиготрофного оз. Байкал позволили установить, что бактериофаги занимают важное место в экосистеме озера, взаимодействуя с другими звеньями трофической цепи. В.В. Дрюккер, С.А. Потаповым, А.С. Горшковой и О.И. Белых (2020) была предложена современная схема «микробной петли», ранее не известное вирусное звено, которое существенно дополняет представления о структурно – функциональной организации экосистемы оз. Байкал,

самого глубокого и самого древнего пресного водоема на Земле. Полученные результаты комплексных исследований могут быть использованы для контроля качества воды оз. Байкал, выявления условно-патогенных и патогенных вирусов и микроорганизмов. Показано, что байкальские бактериофаги могут использоваться и для получения эффективных лечебных и профилактических антибактериальных препаратов. Тем не менее, экология вирусов водных экосистем мира все еще мало изучена, и многие вопросы остаются до настоящего времени невыясненными.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке бюджетного проекта № 0279-2021- 0015 “Вирусные и бактериальные сообщества как основа стабильного функционирования пресноводных экосистем”.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Белых О.И., Беликов С.И. 2000. Выявление и учет вирусоподобных частиц в байкальской воде с помощью эпифлуоресцентной микроскопии. В: Третья Верещагинская Байкальская конференция, С. 27.

Бутина Т.В., Потапов С.А., Белых О.И. и др. 2012. Генетическое разнообразие цианофагов семейства Myoviridae в озере Байкал. Известия ИГУ. Серия ‘Биология. Экология 5 (3): 17-22.

Горшкова А.С., Дрюккер В.В., Сыкилинда Н.Н. 2020. Совместное воздействие бактериофагов и антибиотика на биоплёнку *Pseudomonas aeruginosa.* Антибиотики и химиотерапия 65(3-4): 7-11.

Дрюккер В.В., Белых О.И., Горшкова А.С. и др. 2019. Автохтонные бактериофаги в структуре «микробной петли» различных биотопов озера Байкал. Сибирский экологический журнал 2: 177-191.

Дрюккер В.В., Бондарь А.А., Горшкова А.С. и др. 2015. Поиск и исследование автохтонных бактериофагов в различных биотопах оз. Байкал. В: Search and study of autochthonous bacteriophages in various biotopes of Lake Baikal. In: Актуальные проблемы науки Прибайкалья, С. 120-124.

Дрюккер В.В., Дутова Н.В. 2003. Фаги озера Байкал. В: Международный Байкальский микробиологический Симпозиум, С. 35.

Дрюккер В.В., Дутова Н.В. 2005. Изучение бактериофагов озера Байкал как составной части естественного вирусного сообщества. В: Четвертая Верещагинская Байкальская Конференция, С. 70-71.

Дрюккер В.В., Дутова Н.В. 2006. Изучение морфологического разнообразия бактериофагов озера Байкал. Доклады Академии наук 410: 847–849.

Дрюккер В.В., Дутова Н.В. 2009. Бактериофаги как новое трофическое звено в экосистеме глубоководного озера Байкал. Доклады Академии наук 427: 277–281.

Дрюккер В.В., Масленников А.А. 1998. Коли-фаги озера Байкал и его притоков. В: Современные проблемы экологии, природопользования и ресурсосбережения Прибайкалья, С. 279.

Дрюккер В.В., Потапов С.А., Горшкова А.С. и др. 2020. Бактериофаги озера Байкал. Новосибирск: Издательство Сибирского отделения Российской Академии Наук. ISBN: 978-5-7692-1678-7.

Дутова Н.В., Дрюккер В.В. 2013. Вирусное сообщество биопленок, формирующихся на различных субстратах в природных условиях озера Байкал. Доклады Академии Наук 450(4): 468-470.

Ильина Т.С., Романова Ю.М., Гинцбург А.Л. 2004. Биопленки как способ существования бактерий в окружающей среде и организме хозяина: феномен, генетический контроль и системы регуляции их развития. Генетика 40(11): 1445-1456.

Потапов С.А., Бутина Т.В., Белых О.И. и др. 2013. Генетическое разнообразие Т4-подобных бактериофагов в озере Байкал. Известия ИГУ. Серия «Биология. Экология» 6(3): 14-19.

Потапов С.А., Краснопеев А.Ю., Тихонова И.В. и др. 2018. Характеристика генетического разнообразия Т4-подобных бактериофагов в бентосных биоплёнках озера Байкал. Известия ИГУ. Серия «Биология. Экология» 25: 15-31.

Ackermann H.W. 2001. Frequency of morphological phage description in the year 2000. Archives of Virology 146: 843-857.

Auguet J.C., Montanie H., Lebaron P. 2006. Structure of virioplankton in the Charente estuary (France): Transmission electron microscopy versus pulsed field gel electrophoresis. Microbial Ecology 5: 197-208.

Bergh O., Borsheim K.Y., Bratbak G. et al. 1989. High abundance of viruses found in aquatic environments. Nature 340(6233): 467–468.

Butina T.V., Belykh O.I., Maksimenko S.Y. et al. 2010. Phylogenetic diversity of T4-like bacteriophages in Lake Baikal, East Siberia. FEMS Microbiology Letters 309(2): 122–129.

Butina T.V., Bukin Y.S., Krasnopeev A.Yu. et al. 2019. Estimate of the diversity of viral and bacterial assemblag:e in the coastal water of Lake Baikal. FEMS Microbiology Letters 366(9): fnz094. DOI: 10.1093/femsle/fnz094

Butina T.V., Petrushin I.S., Khanaev I.V. et al. 2020. Virome Analysis of Near-Bottom Coastal Water of Lake Baikal. Microbiol Resource Announcment 9(49): 1–3. DOI: 10.1128/mra.01241-20

Evseev P., Lukianova A., Sykilinda N. et al. 2021. *Pseudomonas* Phage MD8: Genetic Mosaicism and Challenges of Taxonomic Classification of Lambdoid Bacteriophages. International journal of molecular sciences 22(19): 1-33. DOI: 10.3390/ijms221910350

Evseev P., Sykilinda N., Gorshkova A. et al. 2020. *Pseudomonas* Phage PaBG—A Jumbo Member of an Old Parasite Family. Viruses 12(7): 1-25. DOI: 10.3390/v12070721

Klut M.E., Stockner J.G. 1990. Virus-Like Particles in an Ultra-Oligotrophic Lake on Vancouver Island, British Columbia. Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences 47(4): 725–730.

Maranger R., Bird D.F. 1995.Viral abundance in aquatic systems: A comparison between marine and fresh waters. Marine Ecology Progress Series 121(1–3): 217–226.

Noble R.T., Fuhrman J.A. 1999. Breakdown and microbial uptake of marine viruses and other lysis products. Aquatic Microbial Ecology 25: 943-948.

Potapov S., Belykh O., Krasnopeev A. et al. 2020. Diversity and biogeography of bacteriophages in biofilms of Lake Baikal based on g23 sequences. Journal of Great Lakes Research 46(1): 4-11. DOI: 10.1016/j.jglr.2019.06.007

Potapov S.A., Belykh O.I. 2023. Virophages Found in Viromes from Lake Baikal. Biomolecules 13(12): 1-16. DOI: 10.3390/biom13121773

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krasnopeev A.Yu. et al. 2019. Metagenomic Analysis of Virioplankton from the Pelagic Zone of Lake Baikal. Viruses 11(11): 1-15. DOI: 10.3390/v11110991

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krasnopeev A.Yu. et al. 2022. Communities of T4-like bacteriophages associated with bacteria in Lake Baikal: diversity and biogeography. PeerJ 10:e12748. DOI: 10.7717/peerj.12748

Potapov S., Krasnopeev A., Tikhonova I. et al. 2022. The Viral Fraction Metatranscriptomes of Lake Baikal. Microorganisms 10: 1937. DOI: 10.3390/microorganisms10101937

Potapov S.A., Tikhonova I.V., Krechetova E.L. et al. 2024. T4-Like Cyanophages of Lake Baikal: Genetic Diversity and Biogeography. Microbiology 93(2): 213-216. DOI: 10.31857/S0026365624020216

Potapov S.A., Tupikin A.E., Tikhonova I.V. et al. 2024. Search for putative complete and near-complete genomes of DNA-containing viruses in metagenomes obtained from the Lake Baikal. Limnology and Freshwater Biology 4: 1050-1065. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-4-1050

Proctor L.M., Fuhrman J.A. 1990. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. Nature 343: 60–62.

Skvortsov T., De Leeuwe C., Quinn J.P. et al. 2016. Metagenomic characterisation of the viral community of lough neagh, the largest freshwater lake in Ireland. PLoS One 11(2): 1–19.

Sutherland I.W. 2001. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. Journal of Microbiology UK 147: 3–9.

Suttle C.A. 2005. Viruses in the sea. Nature 437(7057): 356–361.

Original Article

Accumulations of Cr, Cu, Zn and Pb in sediments under cage trout farms of Lake Ladoga

Guzeva A.V., Lapenkov A.E.

Institute of Limnology of Russian Academy of Sciences – a separate structural unit of the Federal State Budgetary Institution of Science "St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences", Sevastyanova st., 9, St. Petersburg, 196105, Russia

ABSTRACT. This study presents an environmental assessment of the accumulation levels of trace metals (Cr, Cu, Zn, and Pb) in the sediments of Lake Ladoga near three cage trout farms. Samples were collected at the end of an intensive fish feeding period from both the cage and reference sites. Using ICP-MS, acid-soluble and labile metal forms were analyzed. The results show that Zn had highest accumulation levels, which can be attributed to organic waste from the farms. The labile forms of Zn (up to 53%) pose serious risks of secondary pollution in the water column. However, no significant input of Cu and Pb from the trout farms was found. Elevated Cr concentrations (up to 133 mg/kg) were observed in both the cage and reference sites, mainly due to natural factors such as geochemical features of the surrounding bedrocks. The integrated Pollution Load Index (PLI) indicated moderate pollution levels, ranging from 1.0 to 1.2. These results highlight the need for monitoring Zn content under cage farms, development of sediment quality guidelines, and assessment of hydrological and geochemical conditions in aquaculture planning.

Keywords: Sediments, trout farms, toxic metals, aquaculture, Lake Ladoga

For citation: Guzeva A.V., Lapenkov A.E. Accumulations of Cr, Cu, Zn and Pb in sediments under cage trout farms of Lake Ladoga // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 583-599. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-583

1. Introduction

Aquaculture is currently one of the most dynamically developing sectors of the global food industry. In Russia, the Republic of Karelia holds a leading position in the production of cage-reared rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). There are already over two dozen trout farms in the northern part of Lake Ladoga requiring environmental assessment of their impact.

Fish farm waste, rich in nutrients and trace elements, enters the water environment and can accumulate in the sediments under cages (Kaya and Pulatsu, 2017; Ji et al., 2021; Custodio et al., 2022; Zaripova et al., 2024). While sediments are the final destination for chemical substances to accumulate, changes in the physicochemical parameters of the environment may transform them into sources of secondary pollution. For example, during accumulation and decomposition of large amounts of organic matter, pH and redox potential (Eh) levels may decrease facilitating metal desorption s from the solid phase of sediments and increasing the risk of ion migration into the water column (Turner, 2000; Guzeva et al., 2021). Dissolved forms of metals can have a toxic effect on both the biological communities of the reservoir itself and on farmed fish.

Hydrological, chemical, and geological characteristics of the water body as well as the composition of the feed, the amount of fish and the farm's remediation plan are taken into account in determining the level and spatial extent of aquaculture waste accumulation under cage modules (Federal Law of the Russian Federation of 20.12.2004 N 166-FZ). Trace elements such as Cr, Cu, and Zn are essential for the health status, growth and development of trout and can be found in both commercial feed and fish tissues (Zhang et al., 2018; Lall and Kaushik, 2021). However, these sources may also contain harmful elements such as Pb, Cd and Hg (Majlesi et al., 2019; Barszcz and Sidoruk, 2024). Additionally, the use of antifouling coatings and paints on nets and cage components may introduce compounds of Pb and Cu (Patent of the Russian Federation No. RU2478114C1). It is reported that sediments near marine and lake-based cage fish farms have higher concentrations of metals (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd, Pb, and Ni) compared to those

*Corresponding author.
E-mail address: lapa13art@gmail.com (A.E. Lapenkov)

Received: June 06, 2025; ***Accepted:*** August 06, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

in control areas (Sutherland et al., 2007; Russell et al., 2011; Xie et al., 2020; Kucuksezgin et al., 2022; Melo Júnior et al., 2023). However, in Russia, there is limited data on trace metal concentrations in sediments near freshwater trout farms, which hinders our understanding of the spatial and temporal dynamics of pollution. Furthermore, the lack of maximum permissible concentrations of chemical substances in sediments in Russia makes environmental assessments difficult. Our previous research on a trout farm in Lake Ladoga revealed a significant increase in Zn and Cu content in surface sediments beneath cages compared to background levels, with concentration peaks at the end of an intensive fish feeding period (Guzeva et al., 2024). Thus, there is an urgent need for further studies in other coastal zones of Lake Ladoga used for aquaculture, especially in light of ongoing scientific and industrial discussions on the impacts of aquaculture.

The purpose of this study is to evaluate the environmental impact of accumulation and potential geochemical mobility of Cr, Cu, Zn, and Pb in the sediments affected by three cage trout farms in Lake Ladoga. These farms are situated in the bays with diverse hydrological and morphometric features. The data obtained reveal distinct patterns of trace element accumulation in the sediments, providing crucial insights into monitoring aquaculture operations in other regions of Russia.

2. Materials and methods

2.1. Study area

Lake Ladoga (60°50′N, 31°30′E) is the largest freshwater lake in Europe, with the area of 17,870 km^2 and volume of 848 km^3, located in northwestern Russia. The northern part of the lake, where the study was conducted, is characterized by a complex shoreline morphology with archipelagos, islands, and deep bays, providing natural protection from wind and waves and optimal conditions for cage trout farming (Rumyantsev and Drabkova, 2002). This region belongs to the temperate continental climate zone, with annual precipitation of 650 – 700 mm. West and north-west winds prevaile (average speed 4–6 m/s), modulating wave conditions (wave height ≤ 1.5 m in open areas, ≤ 0.5 m in bays). Ice thickness during winter reaches 60 – 80 cm, and bottom water temperatures stabilize around +4 °C. A pronounced thermocline forms in summer, limiting vertical oxygen transfer.

Farm K (Fig. 1) is located in a large bay 2.2 km long, with maximum depths of 30 m near Lahdenpohja. The bay is connected to other bays by three channels (50 – 200 m wide), allowing water exchange with the open lake.

Farm S is situated near Sortavala in a strait (150 – 300 m wide) between islands with depths of 10 – 20 m. This zone may be subject to strong wind-driven currents that promote turbulent mixing of the water column under northerly and southerly winds.

Farm V is located off the coast of Valaam Island in an isolated bay 820 m long with maximum depths of 20 – 30 m under the cages. Narrow (10 – 15 m) and shallow (depth ~5 m) channels restrict water exchange, creating a stagnant hydrological regime (Zuyev and Zueva, 2024).

Wind-driven currents play a key role in the distribution of organic matter from the cages. Farm S features high energy currents causing wide dispersion of aquaculture waste. In Farms K and V, weak currents and closed circulation contribute to the accumulation of highly organic sediments beneath the cages.

2.2. Sampling procedure

Sediment samples were collected using a gravity corer at the end of November 2023. By early winter, the intensive feeding season for trout had ended, and the layer of freshly accumulated organic sediments under the cages had reached its maximum thickness (Lapenkov et al., 2023; 2024).

Sampling locations are shown in Fig. 1. Each farm had both cage and reference sites. Previous studies showed high organic matter content in the surface sediment layer at cage sites: 2 – 7 times higher than reference values (Lapenkov et al., 2024). Control points were located 50 – 100 m from the outermost modules. At this distance, the organic content in the surface sed-

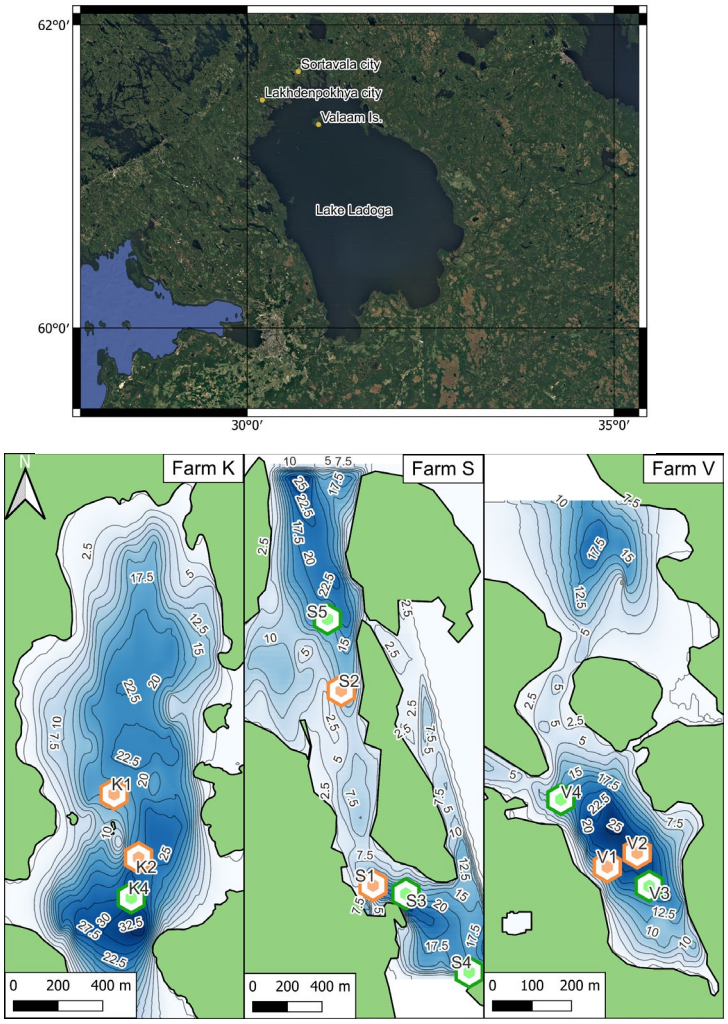


Fig.1. Bathymetric diagram (according to Lapenkov et al., 2024) of the studied fish-breeding areas of Lake Ladoga with sampling sites in the area of the cities of Lakhdenpokhya (Farm K) and Sortavala (Farm S), as well as on Valaam Island (Farm V). The cage sites are marked in orange, the reference sites in green.

iment layer remains consistent throughout the year and reflects background levels, as seen in the lower layers of cores taken from cage sites (Lapenkov et al., 2023).

After coring, the lithological characteristics of the sediments were described in the field, as detailed in earlier studies (Lapenkov et al., 2024). The sediments at all three farms were similar in grain size composition: soft clayey silts with 5 – 15% silt admixture. Samples were placed in plastic bags and transported to the laboratory in a thermally insulated container.

2.3. Laboratory analysis

The 0 – 10 cm layer of sediment was used for metal content analysis, as it contains the highest mass percentage of organic matter compared to deeper layers. Furthermore, the top 10 cm also represents the primary habitat for benthic organisms.

Two types of extracts were analyzed: acid-soluble (70% HNO_3 + 38% HCl + 33% H_2O_2) and labile (1M $CH_3CO_2NH_4$, pH 4.8) metal forms. The methods of extraction and details of the reagents used are described in previous publications (Guzeva et al., 2022; 2024) and regulatory documents GD 52.18.289 – 90. The acid mixture is effective in dissolving most metal ions, including highly sTable forms that may play a role in biochemical processes, with the exception of insoluble aluminosilicate minerals. On the other hand, the labile extract targets the most mobile metal ions, which are potentially bioavailable, specifically those in exchangeable and sorbed forms. These forms are the least sTable and are more likely to migrate if there are changes in environmental parameters such as water ion composition, pH, and Eh. All extracts and blanks were prepared in duplicate. Results were considered valid if the difference between replicates was ≤ 20%. A certified reference material (Baikal Lake sediment "BIL-1 – GSO 7126-94") was used for measurement quality control.

Metal concentrations in extracts were determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) on an XSeries 2 ICP-MS (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) at the analytical laboratory of Karelian Research Centre RAS. Each solution was measured three times and the average was taken. Relative standard deviations (%) for acid-soluble forms were: Cr (0.3 – 2.5), Cu (0.9 – 2.7), Zn (0.2 – 1.9), Pb (0.4 – 2); for labile forms: Cr (0.5 – 5), Cu (0.4 – 4), Zn (0.3 – 3), Pb (0.6 – 6).

2.4. Statistical analysis

For the dataset, the mean, median, and standard deviation were calculated. The relationship between metal input and organic waste from the farms was assessed using Pearson's linear correlation coefficient (*r*). Differences between cage and reference sites were analyzed using the Kruskal–Wallis test (*H*), suiTable for evaluating median differences in small sample sizes (n < 30).

The level of metal accumulation relative to background values was calculated using the geoaccumulation index (I_{geo}) (Müller, 1969):

$$I_{geo} = \frac{C}{1.5 \times B}$$

where C is the metal concentration in surface sediment under cages, and B is the background concentration. The following scale is used: unpolluted (Igeo ≤ 0), unpolluted to moderately polluted (0 < Igeo ≤ 1), moderately polluted (1 < Igeo ≤ 2), moderately to heavily polluted (2 < Igeo ≤ 3), heavily polluted (3 < Igeo ≤ 4), heavily to extremely polluted (4 < Igeo ≤ 5), or extremely polluted (Igeo > 5).

Overall sediment pollution was assessed using the Pollution Load Index (PLI) (Suresh et al., 2011):

$$PLI = (C/F_1 \times C/F_2 \times C/F_3 \ldots C/F_n)^{1/n}$$

where *C/F* is the metal concentration divided by the background value, and *n* is the number of elements analyzed. Pollution levels are classified as low (PLI < 1), moderate (1 < PLI < 2), high (2 < PLI < 3), or extremely high (PLI > 3).

To evaluate potential toxicity to freshwater benthic organisms, sediment quality guidelines (SQGs) were applied, using threshold effect concentration (TEC) and probable effect concentration (PEC) values (MacDonald et al., 2000; Li et al., 2015). Metal concentrations below TEC are considered unlikely to cause toxicity, while those above PEC are considered likely to pose a high risk. TEC/PEC values: Cr – 43.4/111; Cu – 31.6/149; Zn – 121/459; Pb – 35.8/128.

Secondary pollution risk (geochemical mobility) was evaluated using the Risk Assessment Code (RAC) (De Andrade Passos et al., 2011), which considers the percentage of labile forms: <1% – no risk, from 1 to 10% – low risk, from 10 to 30% – medium, from 30 to 50% – high, >50% – very high.

3. Results and discussion

3.1. Accumulation levels of heavy metals in sediments under cage trout farms

Based on acid-soluble metal concentrations in sediments from the three farms, the order of abundance was: Zn > Cr > Cu > Pb. Results are shown in Fig. 2. Pearson correlation analysis between total organic matter (from previous data Lapenkov et al., 2024) and metal concentrations is illustrated in Fig. 3.

The strongest correlation with organic matter was observed for Zn. A weak positive correlation was found for Cu. This suggests that excess Zn, not absorbed by the fish, enters sediments primarily with organic waste such as uneaten feed and fish feces. Cu appears to be better absorbed by fish, explaining its lower correlation. Furthermore, its content in feed is also lower than that of Zn. Thus, production feed for trout contains up to 600 mg/kg Cu and 10,000 mg/kg Zn (Patent of the Russian Federation No. RU2762722C1). International studies report that up to 87% of feed Zn and 4.3% of feed Cu are excreted by farmed salmon into the aquatic environment (Dean et al., 2007).

The results showed that there was no significant correlation between Pb and organic matter, suggesting that its presence is not primarily due to fish farm waste. While Pb and Cu may also be found in antifouling coat-

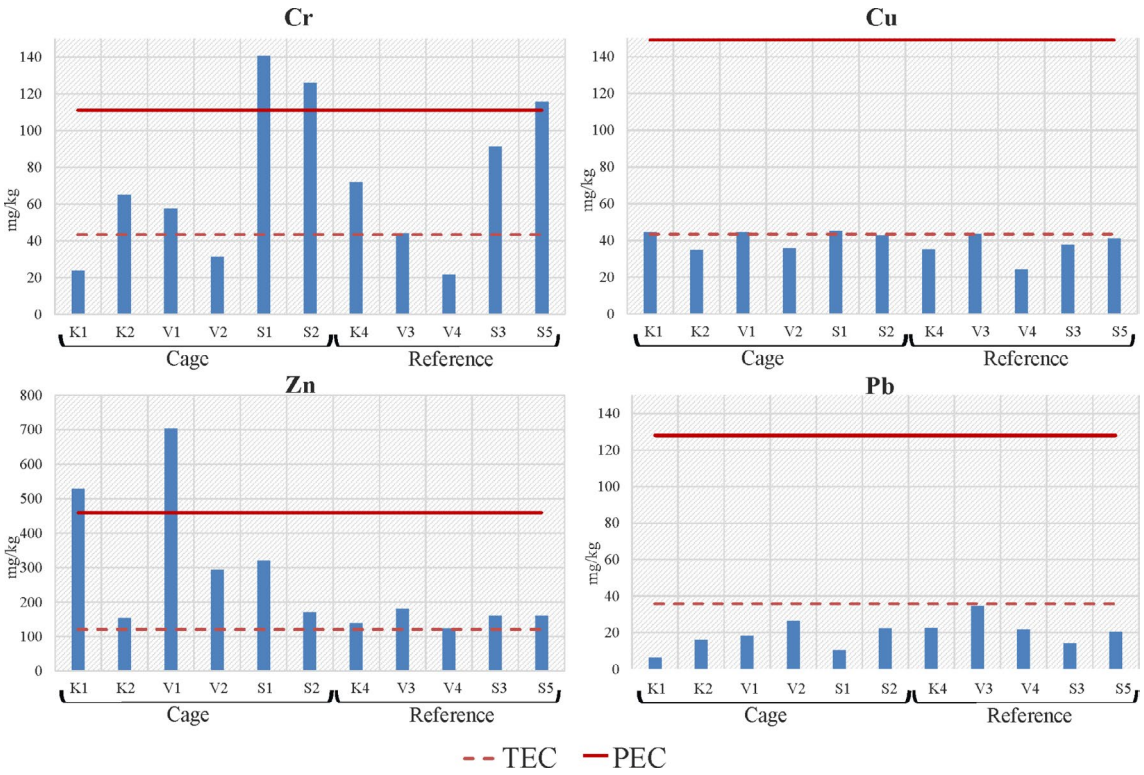


Fig.2. Content of acid-soluble forms of metals in sediments under trout farms at cage and reference sites. TEC – threshold effect concentration; PEC – probable effect concentration.

ings and paints, the data suggests that fish farmers do not heavily rely on these materials (Patent of the Russian Federation No. RU2478114C1).

The data on Cr content showed a significant negative correlation with organic matter, indicating that its presence in sediments is mainly influenced by natural geological factors rather than aquaculture waste (see section 3.3).

The comparison of metal concentrations between cage and reference sites at the three farms is presented in Fig. 4. The only significant difference was observed for Zn, which was 2 – 3 times higher in cage sites compared to reference sites. Cu and Pb concentrations were similar to background levels. In two of the farms, Cr content was higher at reference sites, highlighting the dominant role of natural geochemical factors in its presence.

The findings obtained are in line with global studies that have also shown a high accumulation of Zn under fish cages. However, the patterns for Cu, Pb, and Cr in our study were more favorable. For instance, in tilapia (*Oreochromis niloticus)* farms, the concentrations of Zn and Cu at the cage sites were 10 and 2 times higher than in the reference sites, respectively, while the levels of Cr and Pb were sTable (Melo Júnior et al., 2023). Similarly, in marine salmon farms, the levels of Zn and Cu under the cages were 5 and 10 times higher than in the control area, respectively (Dean et al., 2007). In the Changshou Reservoir in China, the concentrations of these metals remained elevated at 2 - 3 times even 10 years after the cessation of cage farming (Xie et al., 2020).

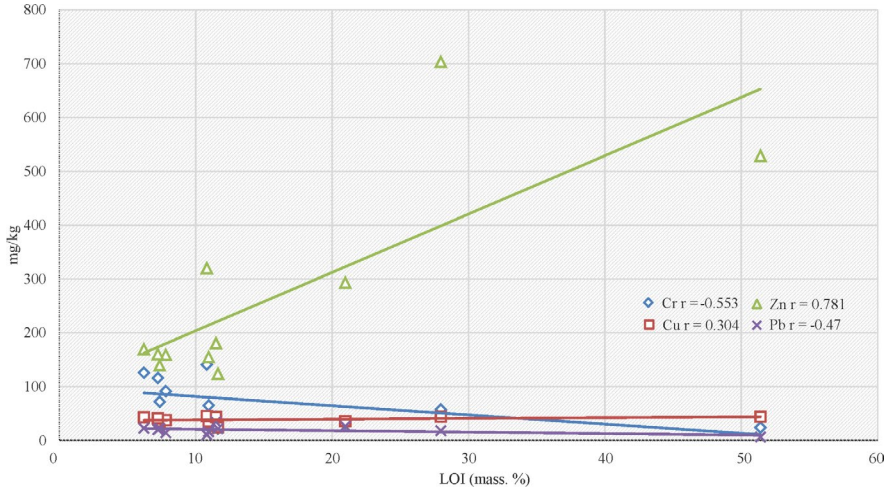


Fig.3. Correlation (Pearson *r*, $\alpha = 0.05$) between the content of acid-soluble metal forms and the content of organic matter (LOI). LOI values for the 0 – 10 cm sediment layer were taken from a previously published work (Lapenkov et al., 2024).

3.2. Features of metal accumulation in sediments beneath trout cage farms in Lake Ladoga

To assess the impact of natural and anthropogenic factors on metal accumulation in sediments of the studied trout farms, the concentrations of Cr, Cu, Zn, and Pb were compared with those in other parts of Lake Ladoga (Petrova, 2006; Slukovskiy, 2015), as well as background (untouched by anthropogenic activity) lakes of southern Karelia (Slukovskii, 2020) and Clarke values (Hans Wedepohl, 1995). The results are presented in Table 1.

Elevated Cr concentrations were obtained in the sediments of Lake Ladoga, with levels 2 – 4 times higher than Clarke values and 2 – 5 times higher than the average values typically found in background lakes in southern Karelia. The highest metal content was observed in Farm S, with values under the cages reaching 133 mg/kg and at the reference site reaching 103 mg/kg. These concentrations are comparable to the maximum concentrations recorded by other authors in Lake Ladoga (105 mg/kg, Table 1). The high levels of Cr can be attributed to the geological structure of the area: volcanics with a lithophile specialization and elevated levels of Co, Bi, Be, Pb, Mg, Ca, Cr, and W (State geological map…, 2015). It is worth noting that the input of organic matter from the cages may serve as a factor in "diluting" the natural Cr concentrations in the sediments of Lake Ladoga.

In the lakes of Karelia, specifically Lake Ladoga, the concentrations of Cu in sediments were found to be 2 – 3 times higher than the Clarke values. This elevated level of Cu, along with Cr, can be attributed to the geochemical characteristics of the region's rocks, which have a specialization in copper-polymetallic minerals (State geological map…, 2015). In the coastal bays used for trout farming, the concentration of Cu in sediments was also found to be 2 – 3 times higher than the Clarke values (Table 1).

The average concentrations of Zn at the reference sites of the farms (139 – 157 mg/kg) were like those found in other parts of Lake Ladoga (79 – 117 mg/kg) and southern Karelia lakes (95 mg/kg), but all values exceeded the Clarke values by 2 – 3 times (Table 1). At the cage sites, the concentration of Zn was 2 - 4 times higher than in sediments found in other parts of Lake Ladoga and southern Karelia lakes. The highest levels of Zn were found at the oldest cage modules (K1, V1, and S1) that have been in use for over 10 years (Fig. 2). This suggests that the high accumulation of Zn in sediments is primarily due to aquaculture activities. The most favorable situation in terms of Zn accumulation was observed in Farm S, which has a location in a strait with better water exchange compared to the stagnant closed bays of Farms K and V.

At both reference and cage sites of the studied farms, Pb concentrations in sediments were at levels typical for other areas of Lake Ladoga, southern Karelia lakes, and Clarke values. Pb levels under trout cages are primarily determined by natural factors.

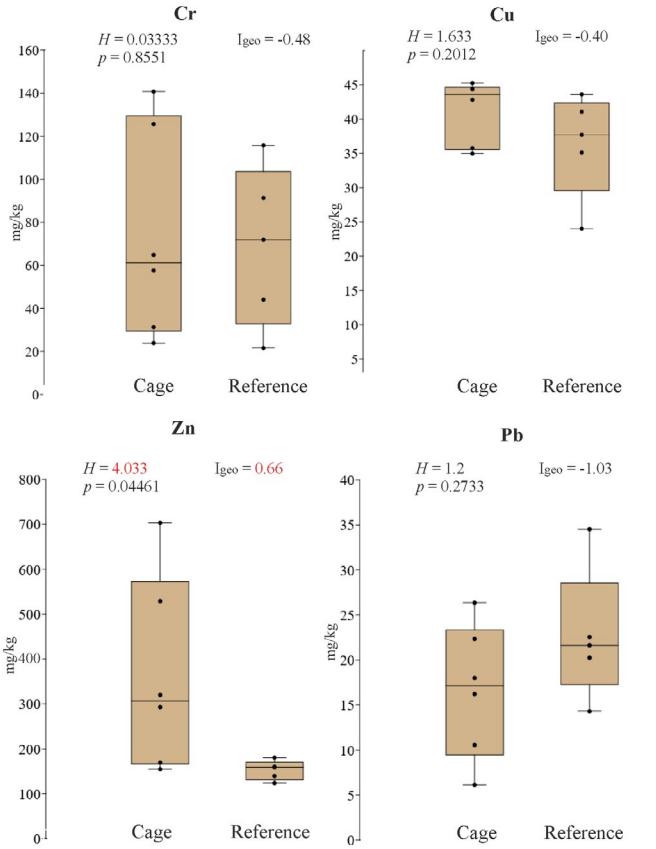


Fig.4. Statistical diagram of the content of acid-soluble forms of metals in cage and reference sites: values, average and standard deviation. *H* is the calculated value of the Kruskol-Wallis criterion ($\alpha = 0.05$); I_{geo} is the index of geoaccumulation.

3.3. Geoecological assessment of metal accumulation in the zone of influence of trout cage farms in Lake Ladoga

For Zn, concentrations at all sites exceeded the threshold effect concentration (TEC). At sites with long-standing cage modules (K1 and V1), levels exceeded the probable effect concentration (PEC), Fig. 2. Zn also had the highest Igeo values, indicating moderate sediment contamination, Fig. 4. Notably, the proportion of labile (bioavailable) Zn ranged from 12% to 53%, corresponding to moderate to high secondary pollution risk (Fig. 5). This suggests that Zn in these sediments is primarily bound in weakly stable compounds that are sensitive to changes in environmental conditions, such as pH. Iron(III) hydroxides, which are key sorbents for metals, can dissolve Fe(III) → Fe(II) under reducing conditions and low pH, releasing Zn. Previous research has shown that sediments under cages often experience acidic conditions (pH 6.0 – 6.4) and reducing conditions (Eh < -50 mV) due to low water exchange and intense organic matter input (Lapenkov et al., 2024). Therefore, the high Zn levels under cage modules (especially above PEC) in these geochemical and hydrological conditions pose potential ecological risks for aquatic communities and farmed fish.

Cu and Pb concentrations did not exceed TEC values at any site, nor did they present a risk to the ecosystem (Fig. 2). The proportion of their labile forms was under 10%, indicating low mobility and minimal contribution from cage farms.

Cr concentrations exceeded TEC and, in Farm S, even PEC values in both cage and reference sites (Fig. 2). However, labile Cr forms never exceeded 7%, suggesting low secondary pollution risk (Fig. 5). As discussed, Cr accumulation is mainly driven by the region's geological background, so Cr occurs in stable, non-bioavailable mineral forms.

At all three farms, the Pollution Load Index (PLI) values ranged around 1, indicating low to moderate pollution levels and relatively favorable environmental conditions under trout cages (Table 1).

4. Conclusions

The study revealed key patterns in the accumulation of heavy metals (Cr, Cu, Zn, and Pb) in sediments of Lake Ladoga under the influence of trout cage farms:

1. The primary contributor to sediment contamination was found to be Zn, with concentrations 2 – 4 times higher than references (up to 498 mg/kg). This accumulation is linked to organic waste from farms, particularly in areas with poor water exchange. At long-term cage sites, Zn levels exceeded probable effect concentration (PEC) and mobile forms reached 53%, posing high secondary pollution risks.
2. No significant accumulation of Cu and Pb was observed in cage sediments. This could be due to high Cu assimilation by fish and limited use of antifouling paints. The labile fractions of Cu and Pb remained under 10%, indicating low ecological risk.
3. Elevated Cr levels (up to 133 mg/kg) were recorded in both cage and reference sites, mainly attributed to local geology. Despite exceeding threshold effect concentration (TEC), Cr was mostly found in stable, non-bioavailable forms.

Table 1. Comparison of metal content (mg/kg) in sediments of trout farms with water bodies of Karelia and Clarke values.

Parameter	Cr	Cu	Zn	Pb
Farm K				
Average under cages	44.4	39.7	341.7	11.2
Reference average	71.9	35.1	139.3	22.6
PLI*	1.0 – moderate level			
Farm V				
Average under cages	44.5	40.1	498.1	22.2
Reference average	32.8	33.8	152.1	28.1
PLI*	1.2 – moderate level			
Farm S				
Average under cages	133.2	44.0	244.7	16.5
Reference average	103.5	39.4	159.6	17.3
PLI*	1.2 – moderate level			
Northern part of Lake Ladoga (Kirjavalahti and Impilahti bays)[1]				
Average	62.6	19.1	78.9	16.4
Maximum	104.8	36.5	137.7	23.3
Minimum	31.5	6.3	38.8	11.8
Western part of Lake Ladoga[2]				
Average	53	23.8	116.5	29
Maximum	95.8	45.7	191.1	53.1
Minimum	12.3	4.9	45.7	10
Lakes of the southern part of Karelia[3]				
Average	18	33	95	4.6
Maximum	65	230	424	21.3
Minimum	6	8	29	0.7
Clarke values[4]				
Upper Continental Crust	35	14.3	52	17

Note: [1] – (Slukovskiy, 2015); [2] – (Petrova, 2006); [3] – (Slukovskii, 2020); [4] – (Hans Wedepohl, 1995);
* - Pollution load index

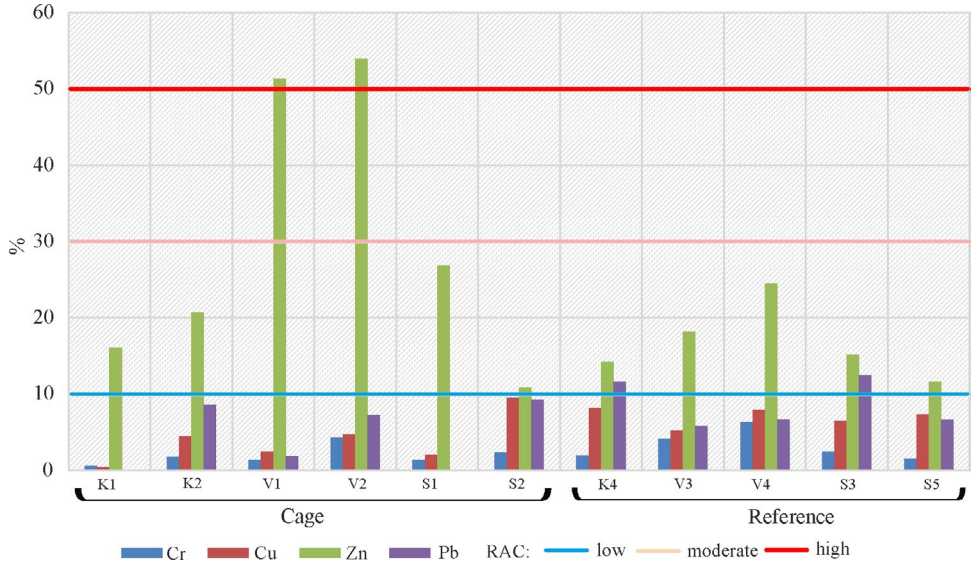


Fig.5. Percentage of labile forms (% of acid-soluble) in sediments under trout farms at cage and reference sites; RAC – risk level of secondary pollution of the water column.

The results obtained suggest the need for regular Zn monitoring in sediments, especially in long-term cage zones. When designing new farms, hydrological conditions must be taken into consideration. Additionally, national sediment quality standards should be developed to properly assess the impacts of aquaculture.

Acknowledgements

The authors are sincerely grateful to the management and employees of the trout farms of Lake Ladoga (Parola, Akulovka and Valaam) for logistical assistance in conducting the study.

Conflict of interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

Compliance with ethical standards

All applicable ethical standards have been adhered to.

Funding

The study was carried out within the framework of the State assignment of the Institute of Limnology RAS - St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences on the topic of research No. FFZF-2024-0002 "Modern threats to water bodies and innovative methods of their conservation, restoration and rational use".

References

Barszcz A.A., Sidoruk M. 2024. Impacts of water management in aquaculture on heavy metal accumulation in rainbow trout muscles and associated health risks from consumption. Food Control 164: 110617. DOI: 10.1016/J.FOODCONT.2024.110617

Custodio M., Espinoza C., Orellana E. et al. 2022. Assessment of toxic metal contamination, distribution and risk in the sediments from lagoons used for fish farming in the central region of Peru. Toxicology Reports 9: 1603–1613. DOI: 10.1016/J.TOXREP.2022.07.016

De Andrade Passos E., Alves J.D.P. H., Garcia C.A.B. et al. 2011. Metal fractionation in sediments of the Sergipe River, northeast, Brazil. Journal of the Brazilian Chemical Society 22(5): 828–835. DOI: 10.1590/S0103-50532011000500004

Dean R.J., Shimmield T.M., Black K.D. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. Environmental Pollution 145(1): 84–95. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.03.050

Guzeva A., Lapenkov A., Zaripova K. et al. 2024. Heavy Metal Accumulation in Lake Sediments in the Impact Zone of Trout Cage Farm. Journal of Fisheries and Environment 48(1): 136–147. DOI: 10.34044/j.jfe.2024.48.1.12

Guzeva A., Slukovskii Z., Dauvalter V. et al. 2021. Trace element fractions in sediments of urbanised lakes of the arctic zone of Russia. Environmental Monitoring and Assessment 193(6): 378. DOI: 10.1007/s10661-021-09166-z

Guzeva A.V., Elizarova I.R., Lapenkov A.E. et al. 2022. Fractions of trace metals in the sediments of permafrost-affected lakes in Northern Siberia, Lena delta. Arctic and Antarctic Research 68(2): 160–172. DOI: 10.30758/0555-2648-2022-68-2-160-172

Hans Wedepohl K. 1995. The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta 59(7): 1217–1232. DOI: 10.1016/0016-7037(95)00038-2

Ji W., Yokoyama H., Fu J. et al. 2021. Effects of intensive fish farming on sediments of a temperate bay characterised by polyculture and strong currents. Aquaculture Reports 19: 100579. DOI: 10.1016/J.AQREP.2020.100579

Kaya D., Pulatsu S. 2017. Sediment-Focused Environmental Impact of Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss Walbaum, 1792) Cage Farms: Almus Reservoir (Tokat). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 17(2): 345–352. DOI: 10.4194/1303-2712-v17_2_13

Kucuksezgin F., Pazi I., Gonul L.T. 2022. Environmental impact of fish farming: assessment of metal contamination and sediment geochemistry at three aquaculture areas from the eastern Aegean coast. Environmental Monitoring and Assessment 194(4): 1–25. DOI: 10.1007/S10661-022-09960-3

Lall S.P., Kaushik S.J. 2021. Nutrition and Metabolism of Minerals in Fish. Animals 11(9): 2711. DOI: 10.3390/ani11092711

Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2024. Hydrobiological and Geochemical Responses to Trout Cage Aquaculture in Lake Ecosystem. Limnological Review 24(4): 593–615. DOI: 10.3390/LIMNOLREV24040035

Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2023. The seasonal dynamics of geochemical characteristics of sediments in the impact zone of the fish farm (Lake Ladoga, Russia). Aquaculture and Fisheries 8(6): 654–660. DOI: 10.1016/j.aaf.2022.09.003

Li Y., Duan Z., Liu G. et al. 2015. Evaluation of the possible sources and controlling factors of toxic metals/metalloids in the Florida Everglades and their potential risk of exposure. Environmental Science & Technology 49(16): 9714–9723. DOI: 10.1021/ACS.EST.5B01638

MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Springer Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39(1): 20–31. DOI: 10.1007/S002440010075

Majlesi M., Malekzadeh J., Berizi E. et al. 2019. Heavy metal content in farmed rainbow trout in relation to aquaculture area and feed pellets. Foods and Raw Materials 7(2): 329–338. DOI: 10.21603/2308-4057-2019-2-329-338

Melo Júnior H. do N., de Paula Filho F.J., Menezes et al. 2023. Impacts of the Residual Trace Metals of Aquaculture in Net Cages on the Quality of Sediment. Life 13(2): 338. DOI: 10.3390/life13020338

Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. URL: https://www.sid.ir/paper/618491/

Petrova E.A. 2006. Regularities of distribution and forms of occurrence of heavy metals in bottom sediments of Lake Ladoga. Vestnik Sankt-Peterburgskogo Universiteta. Nauki o Zemle [Bulletin of St. Petersburg University. Earth Sciences] 1: 18–29. (in Russian)

Rumyantsev V.A., Drabkova V.G. 2002. Lake Ladoga: Past, Present, Future. (in Russian)

Russell M., Robinson C.D., Walsham P. et al. 2011. Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms. Aquaculture 319(1–2): 262–271. DOI: 10.1016/J.AQUACULTURE.2011.06.030;

Russian Federation Patent No. RU2478114C1. 2011. Multilayer combined antifouling coating providing repellent-chemobiocidal protection. URL: https://yandex.ru/patents/doc/RU2478114C1_20130327 (in Russian)

Russian Federation Patent No. RU2762722C1. 2021. Grocery feed for trout. URL: https://yandex.ru/patents/doc/RU2762722C1_20211222 (in Russian)

Slukovskiy Z.I. 2015. Standardization of lithium concentrations of heavy metals in bottom sediments of lakes Ladoga and Chetyrekhverstnoe (Republic of Karelia). Himiya v Interesah Ustojchivogo Razvitiya [Chemistry in the Interests of Sustainable Development] 4: 397–408. (in Russian)

Slukovskii Z.I. 2020. Background concentrations of heavy metals and other chemical elements in the sediments of small lakes in the south of Karelia, Russia. Vestnik MGTU 23(1): 80–92. DOI: 10.21443/1560-9278-2020-23-1-80-92

State geological map of the Russian Federation scale 1:1000 000 sheets R-35-XXIV, P-36-XIX. 2015. Geomorphological scheme. Third generation. Baltic series. VSEGEI Map Factory, Ministry of Natural Resources of the Russian Federation. Edited by Stepanov. (in Russian)

Suresh G., Ramasamy V., Meenakshisundaram V. et al. 2011. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. Applied Radiation and Isotopes 69(10): 1466–1474. DOI: 10.1016/J.APRADISO.2011.05.020

Sutherland T.F., Petersen S.A., Leving C.D. et al. 2007. Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. Marine Pollution Bulletin 54(9): 1451–1460. DOI: 10.1016/J.MARPOLBUL.2007.05.010;

Turner A. 2000. Trace Metal Contamination in Sediments from U.K. Estuaries: An Empirical Evaluation of the Role of Hydrous Iron and Manganese Oxides. Estuarine, Coastal and Shelf Science 50(3): 355–371. DOI: 10.1006/ECSS.1999.0573

Xie Q., Qian L., Liu S. et al. 2020. Assessment of long-term effects from cage culture practices on heavy metal accumulation in sediment and fish. Ecotoxicology and Environmental Safety 194: 110433. DOI: 10.1016/J.ECOENV.2020.110433

Zaripova K.M., Lapenkov A.E., Guzeva A.V. 2024. Spatio-Temporal Dynamics of Biogenic Element Accumulation in Bottom Sediments in the Trout Farm Impact Zone (Lake Ladoga). Water Resources 51(5): 836–843. DOI: 10.1134/S0097807824701094

Zhang Z., Lu Y., Li H. et al. 2018. Assessment of heavy metal contamination, distribution and source identification in the sediments from the Zijiang River, China. Science of The Total Environment 645: 235–243. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.07.026

Zuyev Y.A., Zueva N.V. 2024. Abundance of Zoobenthos on the Nearshore Slope Near the Rocky Coast of the Island of Valaam (Lake Ladoga) Inland Water Biology 17(2): 259–270. DOI: 10.1134/S1995082924020202

Оригинальная статья

Аккумуляция Cr, Cu, Zn и Pb в донных отложениях Ладожского озера в зоне влияния садковых форелевых хозяйств

Гузева А.В., Лапенков А.Е.

Институт озероведения Российской академии наук – обособленное структурное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук», ул. Севастьянова, 9, Санкт-Петербург, 196105, Россия

АННОТАЦИЯ. Исследование посвящено геоэкологической оценке уровня накопления тяжелых металлов (Cr, Cu, Zn, Pb) в донных отложениях Ладожского озера в зоне влияния трех садковых форелевых хозяйств. Пробы отбирались в конце периода интенсивного кормления рыбы в садковых и контрольных участках. Методом масс-спектрометрии (ИСП МС) проанализированы кислоторастворимые и лабильные формы металлов. Результаты показали, что наибольший уровень накопления характерен для Zn и связан с поступлением органических отходов ферм. Подвижные формы Zn (до 53%) создают высокий риск вторичного загрязнения водной толщи. Для Cu и Pb значимого поступления от форелевых хозяйств не выявлено. Повышенные содержания Cr (до 133 мг/кг) в садковых и контрольных точках связаны преимущественно с природными факторами – геохимическими особенностями пород, слагающих территорию. Интегральный индекс загрязнения (PLI) указывал на средний уровень загрязнения, варьируя от 1,0 до 1,2. Результаты подчеркивают необходимость мониторинга содержания Zn в отложениях под садковыми хозяйствами, разработки экологических нормативов для донных отложений, а также учета гидрологических и геохимических особенностей акваторий при планировании рыбоводческих предприятий.

Ключевые слова: донные отложения, форелевые хозяйства, тяжелые металлы, аквакультура, Ладожское озеро

Для цитирования: Гузева А.В., Лапенков А.Е. Аккумуляция Cr, Cu, Zn и Pb в донных отложениях Ладожского озера в зоне влияния садковых форелевых хозяйств // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 583-599. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-583

1. Введение

В настоящее время аквакультура является одной из наиболее динамично развивающихся отраслей пищевой промышленности в мире. В России лидирующие позиции по объемам выращиваемой садковой форели (*Oncorhynchus mykiss*) занимает Республика Карелия. В северной части Ладожского озера уже сосредоточено более двух десятков форелевых хозяйств, что вызывает необходимость проведения геоэкологического мониторинга их влияния на состояние озерной экосистемы.

Отходы рыбоводческих ферм, содержащие высокое количество биогенных элементов и микроэлементов, попадают в водную среду и в дальнейшем могут накапливаться в донных отложениях под садками (Kaya and Pulatsu, 2017; Ji et al., 2021; Custodio et al., 2022; Zaripova et al., 2024). Донные отложения водного объекта являются конечной фазой накопления химических веществ, однако при изменениях физико-химических параметров среды могут становиться источником вторичного загрязнения водной толщи. Так, при аккумуляции и разложении большого количества органического вещества в отложениях понижаются значения водородного показателя (pH) и окислительно-восстановительного потенциала (Eh), что способствует десорбции металлов из твердофазных компонентов осадков и увеличивает риск миграции ионов в водную среду (Turner, 2000; Guzeva et al., 2021). Растворенные формы металлов способны оказывать токсическое воздействие как на биологические сообщества самого водоема, так и на выращиваемую рыбу.

Уровень и площадь накопления рыбоводческих отходов под садковыми модулями зависит от гидрологических, гидрохимических и геохимических особенностей водного объекта, а также от состава используемых кормов, объема разводи-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: lapa13art@gmail.com (А.Е. Лапенков)

Поступила: 06 июня 2025; ***Принята:*** 06 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

мой рыбы и плана мелиоративных работ хозяйства (Федеральный закон РФ от 20.12.2004 N 166-ФЗ). Такие металлы, как Cr, Cu и Zn, являются одними из ключевых микроэлементов рыбных кормов, так как необходимы для полноценного роста и развития форели (Zhang et al., 2018; Lall and Kaushik, 2021). В коммерческих кормах и тканях садковой рыбы также обнаруживаются Pb, Cd и Hg (Majlesi et al., 2019; Barszcz and Sidoruk, 2024). Кроме того, в противообрастательных покрытиях и красках для сетей, а также в составных частях садковых модулей используются компоненты на основе Pb и Cu (Патент РФ № RU2478114C1). Зарубежные исследования показывают, что в донных отложениях в зоне влияния морских и озерных садковых рыбных ферм фиксируются повышенные, по сравнению с контрольными участками, содержания некоторых тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd, Pb и Ni) (Sutherland et al., 2007; Russell et al., 2011; Xie et al., 2020; Kucuksezgin et al., 2022; Melo Júnior et al., 2023). В России в настоящее время данные по концентрациям микроэлементов в донных отложениях в районе расположения пресноводных форелевых хозяйств ограничены и не дают полноценной картины об уровне и пространственно-временной динамике данного вида загрязнения. Кроме того, в нормативной базе РФ отсутствует система ПДК (предельно допустимых концентраций) химических веществ для донных отложений, что также усложняет процесс геоэкологический оценки влияния рыбоводческих хозяйств на озерные экосистемы. Ранее проведенное исследование авторов на одном из форелевых предприятий Ладожского озера выявило высокую степень обогащения Zn и Cu поверхностных слоев отложений под садками относительно фоновых значений. Максимальные содержания металлов достигались к концу периода интенсивного кормления рыбы (Guzeva et al., 2024). Полученные результаты, а также дискуссия в научной и производственной среде о влиянии садковых хозяйств на водные объекты обусловили важность продолжения работ и в других прибрежных акваториях Ладоги, используемых в целях аквакультуры.

Цель исследования – геоэкологическая оценка уровня накопления и потенциальной геохимической подвижности Cr, Cu, Zn и Pb в донных отложениях в зоне влияния трех форелевых садковых хозяйств Ладожского озера, которые располагаются в различных по гидрологическим условиям и морфометрическим характеристикам прибрежных бухтах. Результаты выявляют локальные и общие закономерности накопления микроэлементов в донных отложениях форелевых хозяйств, необходимые для разработки системы мониторинга рыбоводческой деятельности и в других регионах РФ.

2. Материалы и методы

2.1. Район исследования

Ладожское озеро (60°50′ с. ш., 31°30′ в. д.) – крупнейший пресноводный водоем Европы площадью 17 870 км^2 и объёмом 848 км^3, расположенный на северо-западе России. Северная часть акватории, где проведено исследование, характеризуется сложной морфометрией береговой линии с архипелагами, островами и глубокими заливами, что обеспечивает естественную защиту от ветро-волнового воздействия, создавая оптимальные условия для организации садковых форелевых хозяйств (Румянцев и Драбкова, 2002). Район относится к умеренно-континентальной климатической зоне с годовым количеством осадков 650 – 700 мм. Преобладают западные и северо-западные ветры (средняя скорость 4 – 6 м/с), модулирующие волновой режим (высота волн ≤ 1,5 м в открытой части, ≤ 0,5 м в заливах). Толщина льда в зимний период достигает 60 – 80 см, температура придонных слоев стабилизируется на уровне +4 °C. В летний период формируется выраженный термоклин, ограничивающим вертикальный перенос кислорода.

Хозяйство К (Рис. 1) находится в крупном заливе длиной 2,2 км с максимальными глубинами 30 м в районе г. Лахденпохья. Залив соединён с другими заливами 3 протоками шириной 50 – 200 м, обеспечивающих водообмен с открытой частью озера.

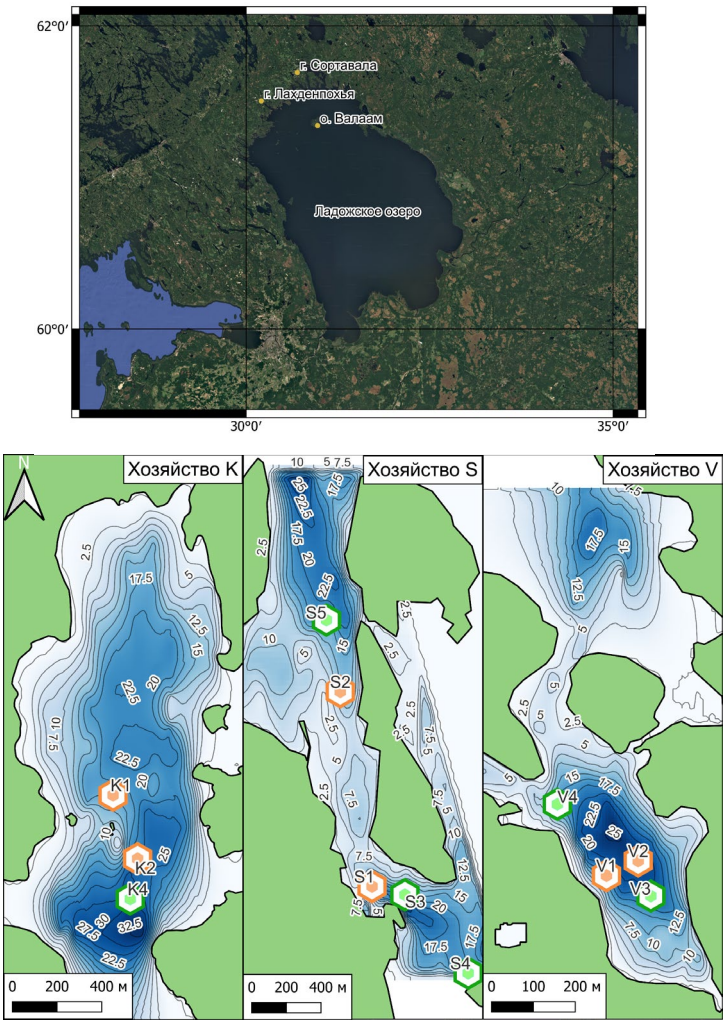


Рис.1. Батиметрическая схема исследованных рыбоводных участков Ладожского озера (по данным Lapenkov et al., 2024) с точками пробоотбора в районе городов Лахденпохья (хозяйство К) и Сортавала (хозяйство S), а также на о. Валаам (хозяйство V). Оранжевым цветом обозначены садковые точки отбора проб, зеленым - контрольные.

Хозяйство S размещено рядом с г. Сортавала в протоке (шириной 150 – 300 м) между островами с глубинами 10 – 20 м. Данная зона может быть подвержена интенсивным ветровым течениям, способствующим турбулентному перемешиванию водной толщи при северном и южном направлении ветра.

Хозяйство V расположено у берегов о. Валаам в изолированном заливе длиной 820 м с максимальными глубинами под садками 20 – 30 м. Узкие (10 – 15 м) и мелководные (глубина ~5 м) протоки ограничивают водообмен, формируя застойный гидрологический режим (Zuyev and Zueva, 2024).

Ветровые течения играют ключевую роль в распределении органического вещества, поступающего от садков. Для хозяйства S характерна высокая энергия течений, приводящая к широкому переносу отходов рыбоводческой деятельности. В хозяйствах K и V преобладают слабые течения, а замкнутая циркуляция способствуют аккумуляции высокоорганических отложений под садками.

2.2. Отбор проб

Пробы донных отложений отбирались при помощи гравитационного пробоотборника в конце ноября 2023 года. К началу зимы сезон интенсивного кормления форели завершился, и слой свеженакопленных органических осадков под садками достигал максимальной мощности (Lapenkov et al., 2023; 2024).

На каждом хозяйстве выбирались непосредственно садковые и контрольные участки (Рис. 1). В садковых точках ранее проведенные исследования показали высокие содержания органического вещества в поверхностном слое: в 2 – 7 раз выше фоновых значений (Lapenkov et al., 2024). Контрольные участки располагались на расстоянии 50 – 100 м от крайних модулей. На данном расстоянии содержание органического вещества в поверхностных слоях отложений практически не меняется в течение года и соответствует значениям, характерным для фоновых (нижних) слоев колонок из садковых точек (Lapenkov et al., 2023).

После отбора колонок осадков выполнялось полевое описание литологических особенностей отложений, которое подробно представлено и проиллюстрировано в более ранних работах (Lapenkov et al., 2024). Важно отметить, что донные отложения на трех хозяйствах характеризовались сходным гранулометрическим составом: мягкие глинистые илы с примесью алеврита от 5 до 15%. Пробы помещались в пластиковые пакеты и транспортировались в лабораторию в термостойком контейнере.

2.3. Лабораторные анализы

Для анализа содержания металлов был взят слой отложений 0 – 10 см, так как он содержит максимальное количество (масс. %) органического вещества по сравнению с нижними (фоновыми) слоями колонок (Lapenkov et al., 2023). Кроме того, поверхностные 10 см озерных осадков с экологической точки зрения являются основной средой обитания бентосных организмов.

Для определения содержания металлов анализировались два типа вытяжек из проб донных отложений: кислоторастворимые (70% HNO_3 + 38% HCl + 33% H_2O_2) и лабильные (1M $CH_3CO_2NH_4$, pH 4,8) формы. Методика экстракции и характеристики использованных реактивов подробно указаны в ранее опубликованных работах (Guzeva et al., 2022; 2024) и нормативных документах РД 52.18.289 – 90. В первом случаем смесь сильных кислот и перекиси водорода извлекает большую часть ионов металлов, в том числе очень устойчивые формы, которые потенциально могут участвовать в биохимических процессах. Исключение в данном случае составляют нерастворимые алюмосиликатные минералы, однако металлы в их составе мигрируют лишь при механическом переносе твердых частиц осадка. Во втором типе вытяжек извлекаются наиболее подвижные (потенциально биодоступные) ионы металлов, которые находятся в обменно-поглощенной и специфически сорбированной формах. Такие соединения наименее стабильны и при изменениях физико-химических параметров среды (ионный состав вод, pH и Eh среды) могут мигрировать из донных отложений в водную толщу. Все вытяжки из проб донных отложений и холостые пробы готовились в двух параллельных повторностях. Результат принимался в качестве верного, если разница значений для параллельных вытяжек не превышала 20%. Для контроля измерений использовался стандартный образец донного ила озера Байкал «БИЛ-1 – ГСО 7126-94» (Guzeva et al., 2022).

Анализ содержания металлов во всех полученных вытяжках проводился методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP MS) на спектрометре XSeries 2 ICP-MS Thermo Fisher Scientific (Waltham, MA, США) в аналитической лаборатории КарНЦ РАН. Измерения каждого раствора проводились по три раза, затем рассчитывалось среднее значение. Величина среднеквадратического отклонения (в %) для кислоторастворимых форм составила: Cr (0,3 – 2,5), Cu (0,9 – 2,7), Zn (0,2 – 1,9), Pb (0,4 – 2); для лабильных форм: Cr (0,5 – 5), Cu (0,4 – 4), Zn (0,3 – 3), Pb (0,6 – 6).

2.4. Статистическая обработка данных

Для массива полученных данных были рассчитаны: среднее значение, медиана и стандартное отклонение. Взаимосвязь поступления металлов с органическими отходами ферм оценивалась по коэффициенту линейной корреляции Пирсона (*r*). Сравнение результатов между садковыми и фоновыми точками проводилось с использованием критерия Краскела-Уоллиса (*H*), применимого для оценки статистической разницы медиан малых выборок ($n < 30$).

Уровень накопления каждого металла по сравнению с фоновыми значениями рассчитывался по коэффициенту геоаккумуляции (I_{geo}), (Muller, 1969):

$$I_{geo} = \frac{C}{1.5 \times B}$$

где C – концентрация металла в поверхностном слое отложения под садками, B – фоновая концентрация. Уровень накопления металла в отложениях оценивается по следующей шкале: незагрязненные ($I_{geo} \leq 0$), от незагрязненных до умеренно загрязненных ($0 < I_{geo} < 1$), умеренно загрязненные ($1 < I_{geo} < 2$), от умеренно до сильно загрязненных ($2 < I_{geo} < 3$), сильно загрязненные ($3 < I_{geo} < 4$), от сильно до экстремально загрязненных ($4 < I_{geo} < 5$) или экстремально загрязненные ($I_{geo} > 5$).

Общая оценка степени загрязнения донных отложений под садками на каждом хозяйстве проводилась по интегральному индексу PLI (Pollution Load Index), (Suresh et al., 2011):

$$PLI = (C/F_1 \times C/F_2 \times C/F_3 \ldots C/F_n)^{1/n}$$

где *C/F* – отношение содержания металла к фоновому значению, *n* – число проанализированных элементов. Уровень загрязнения оценивается как низкий (PLI < 1), средний (1 < PLI < 2), высокий (2 < PLI < 3) или экстремально высокий (3 < PLI).

Для понимания потенциальной токсичности загрязненных донных отложений для пресноводных гидробиологических сообществ использовалась международная методика SQGs (Sediment quality guidelines), в которой оцениваются измеренные содержания металлов (MacDonald et al., 2000; Li et al., 2015). В данном руководстве для каждого тяжелого металла предусмотрена пороговая (TEC – threshold effect concentration) и потенциально токсичная (PEC - probable effect concentration) концентрация. При содержании металла ниже TEC токсический эффект для живых организмов маловероятен, если значения превышают PEC, то риск оценивается как высокий. Значения TEC/PEC для изученных в работе элементов: Cr – 43,4/111; Cu – 31,6/149; Zn – 121/459; Pb – 35,8/128.

Степень риска вторичного загрязнения водной толщи металлами из донных отложений (геохимическая подвижность) была оценена по индексу RAC (De Andrade Passos et al., 2011), в котором учитывается процентная доля лабильных форм: <1% – отсутствие риска, от 1 до 10% – низкая степень, от 10 до 30% – средняя, от 30 до 50% – высокая, >50% – очень высокая.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Уровень аккумуляции тяжелых металлов в донных отложениях под форелевыми хозяйствами

По содержанию кислоторастворимых форм в донных отложениях трех исследованных хозяйств металлы образуют следующий ряд: Zn > Cr > Cu > Pb, результаты представлены на Рис. 2. Корреляционный анализ Пирсона между общим содержанием органического вещества в донных отложениях (по ранее полученным данным из Lapenkov et al., 2024) и исследованными в настоящей работе элементами показан на Рис. 3.

Наиболее тесная связь с органическим веществом выявлена для Zn. Слабая положительная корреляция между данными параметрами также показана для Cu. Следовательно, поступление излишков не усвоенного рыбой Zn в донные отложения под садками происходит преимущественно вместе с органическими отходами ферм, в которых преоб-

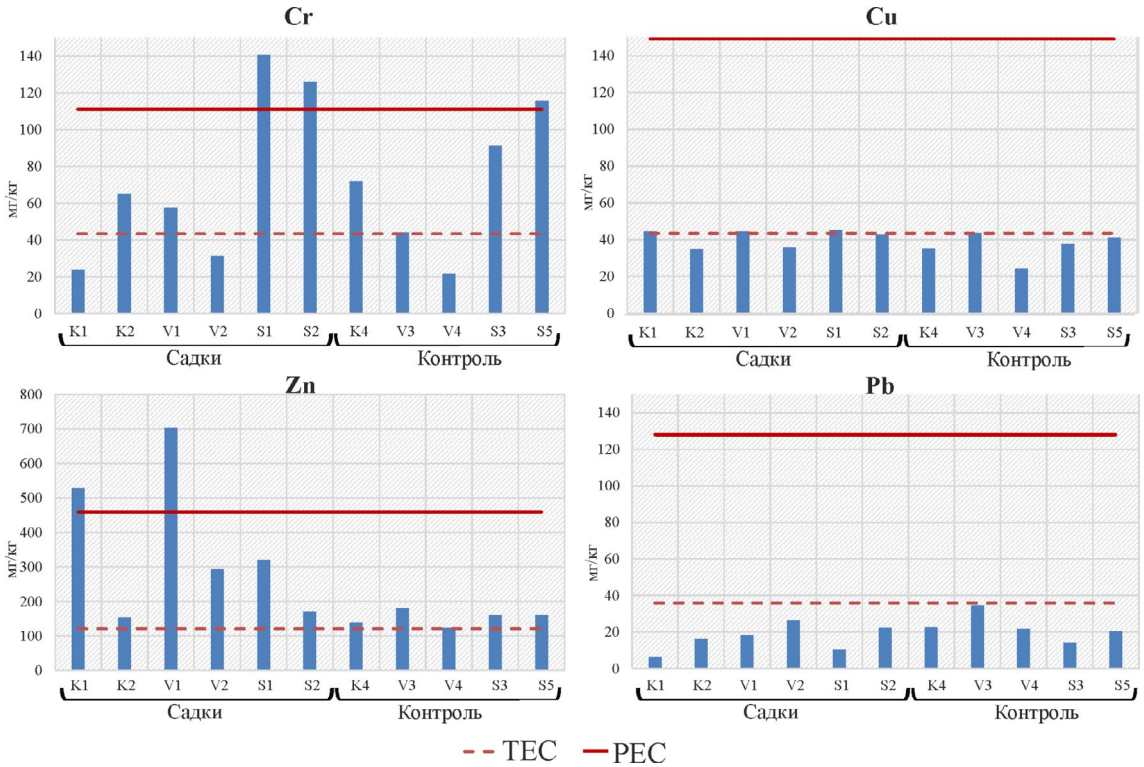


Рис.2. Содержание кислоторастворимых форм металлов в донных отложения под форелевыми хозяйствами в садковых и контрольных точках. TEC (threshold effect concentration) – пороговая концентрация; PEC (probable effect concentration) – потенциально токсичная концентрация.

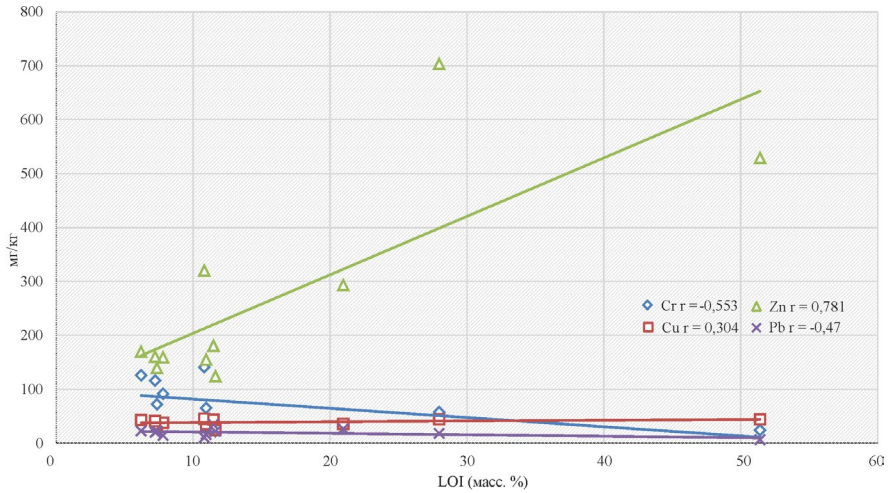


Рис.3. Корреляция (коэффициент Пирсона *r*, $\alpha = 0,05$) между содержанием кислоторастворимых форм металлов и общим количеством органического вещества (LOI). Значения LOI для слоя отложений 0 – 10 см взяты из ранее опубликованной работы (Lapenkov et al., 2024).

ладают остатки корма и фекалий рыбы. В гораздо меньшей степени органические отходы рыбных хозяйств служат источником Cu, по-видимому, из-за ее более эффективной усвояемости рыбой и более низким содержанием в кормах. Так, в продукционных кормах для форели содержится до 600 мг/кг Cu и 10 000 мг/кг Zn (Патент РФ № RU2762722C1). Международные исследования уровня накопления металлов в садковом лососе и донных отложениях выявили, что в водную среду с продуктами выделения рыбы попадает до 87% и 4,3% массы поступающих с кормом Zn и Cu соответственно (Dean et al., 2007).

Для Pb не выявлено статистически значимой связи его поступления в донные отложения с твердыми частицами органического вещества от форелевых ферм. Такие металлы, как Pb и Cu, помимо кормов, могут быть компонентами противообрастательных средств и красок для сетей (Патент РФ № RU2478114C1). Однако результаты указывают на отсутствие накопления металлов в донных отложениях под садками и позволяют предположить низкий уровень практики применения таких составов на рыбоводческих хозяйствах.

Для Cr выявлена значимая отрицательная связь с общим количеством органического вещества в отложениях. Следовательно, содержание данного элемента в отходах садковых ферм низкое и его поступление в донные отложения определяется преимущественно локальными особенностями геологического строения исследуемой территории (см. раздел 3.3).

Статистический анализ различий в содержании металлов между садковыми и контрольными точками трех исследованных хозяйств приведен на Рис. 4. Значимая разница была показана только для Zn, его содержание в садковых точках превосходит контрольные участки в 2 – 3 раза. Для Cu и Pb характерны сходные с фоновыми значениями концентрации. Содержания Cr в контрольных точках на двух изученных хозяйствах оказываются выше, чем в садковых участках, что подтверждает ведущую роль природных геохимических факторов в его поступлении в отложения.

Полученные результаты в целом сходны с другими мировыми исследованиями по относительному уровню накопления Zn в отложениях под садками, а вот для Cu, Pb и Cr показана более благоприятная картина. Так, при исследовании садковых пресноводных ферм по выращиванию тиляпии (*Oreochromis niloticus)* концентрации Zn и Cu в садковых точках по сравнению с фоном были выше в 10 и 2 раза соответственно, а для содержания Cr и Pb находились на уровне контрольных участков (Melo Júnior et al., 2023). В морских лососевых хозяйствах показано превышение контрольных значения для

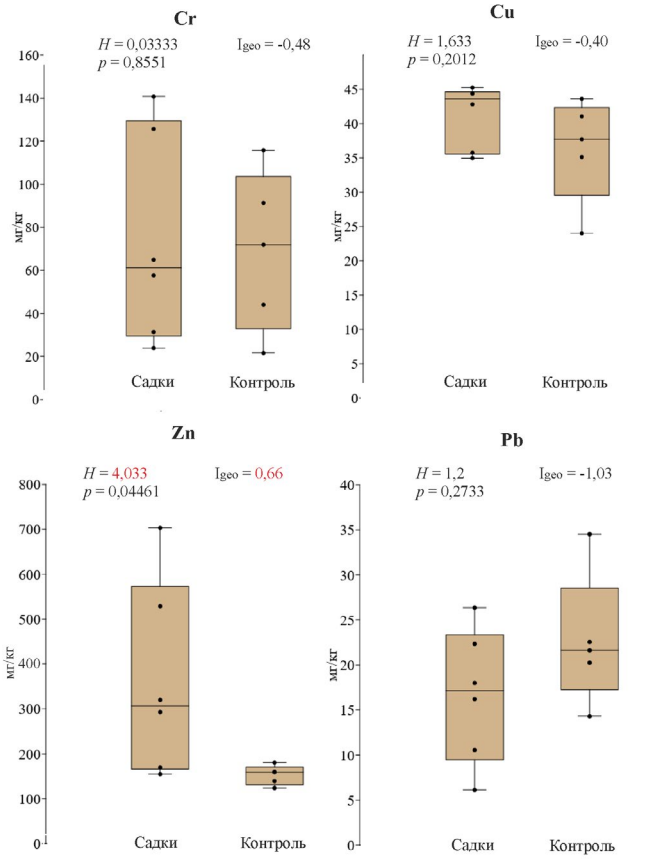


Рис.4. Статистическая диаграмма содержания кислоторастворимых форм металлов в садковых и контрольных точках: значения, среднее и стандартное отклонение. *H* - рассчитанное значение критерия Краскела-Уоллиса ($\alpha = 0,05$); I_{geo} – индекс геоаккумуляции.

Zn – в 5 раз, а для Cu – в 10 раз (Dean et al., 2007). В одном из крупных водохранилищ Китая (Changshou reservoir) спустя более 10 лет после завершения функционирования рыбоводческого хозяйства в донных отложениях на месте старых садковых модулей зафиксированы содержания Zn, Cu, Cr и Pb в 2 – 3 раза превосходящие контрольные значения (Xie et al., 2020).

3.2. Особенности накопления металлов в отложениях под садковыми форелевыми хозяйствами Ладожского озера

Для выявления влияния природных и антропогенных факторов на накопление металлов в донных отложениях изученных форелевых хозяйств было проведено сравнение содержания Cr, Cu, Zn и Pb с другими частями акватории Ладожского озера (Петрова, 2006; Слуковский, 2015), а также фоновыми (незатронутыми антропогенной деятельностью) озерами южной Карелии (Slukovskii, 2020) и кларковыми значениями (Hans Wedepohl, 1995), результаты представлены в Таблице 1.

В отложениях Ладожского озера фиксируются повышенные содержания Cr: в 2 – 4 раза выше кларковых и в 2 – 5 раз больше средних значений, характерных для озер фоновых территорий южной Карелии. Максимальные концентрации металла наблюдались в хозяйстве S: значения под садками (133 мг\кг) и в контрольной точке (103 мг\кг) близки к максимально встречающимся в Ладожском озере у других авторов (105 мг\кг, Таблица 1). В целом, высокие содержания Cr объясняются особенностями геологического строения территории: вулканиты с литохалькофильной специализацией с повышенным накоплением Co, Bi, Be, Pb, Mg, Ca, Cr и W (Госгеолкарта…, 2015). Таким образом, обильное поступление органических веществ от садков служит фактором «разбавления» природных концентраций Cr в донных отложениях Ладожского озера.

Для озер Карелии, в том числе для Ладоги, характерно превышение (в 2 раза) содержания Cu в донных отложениях относительно кларковых значений. Данный результат, как и в случае с Cr, объясняется геохимической спецификой пород региона, обнаруживающих медно-полиметаллическую специализацию (Госгеолкарта…, 2015). В прибрежных бухтах, занятых для выращивания форели, в донных отложениях зафиксированы концентрации Cu в 2–3 раза превосходящие кларковые значения (Таблица 1).

По Zn средние концентрации с контрольных участков хозяйств (139 – 157 мг\кг) близки к средним величинам, характерным для других частей акватории Ладожского озера (79 – 117 мг\кг) и озер южной Карелии (95 мг\кг), однако все значения превышают кларковые в 2 – 3 раза (Таблица 1). В садковых точках концентрации Zn в 2 – 4 раза выше, чем в отложениях других частей Ладожского озера, а также озер южной Карелии. При этом максимальные содержания элемента в каждом из изученных хозяйств обнаружены в точках, где располагались самые старые (не перемещающиеся более 10 лет) садковые модули – K1, V1 и S1 (Рис. 2). Следовательно, высокий уровень аккумуляции Zn в отложениях под форелевыми хозяйствами преимущественно связан с деятельностью рыбных предприятий. Наиболее благоприятная ситуация в отношении накопления данного металла в донных отложениях показана для Хозяйства S, рыбоводный участок которого располагается в проливе с лучшими условиями водообмена по сравнению с непроточными закрытыми бухтами Хозяйств K и V.

В фоновых и садковых точках изученных рыбоводческих хозяйств концентрации Pb в отложениях находятся на уровне, характерном и для других районов Ладожского озера, а также озер юга Карелии и кларковых значений (Таблица 1). Содержание Pb в отложениях под форелевыми садками определяется преимущественно природными факторами.

Таблица 1. Сравнение содержания металлов (мг\кг) в донных отложениях форелевых хозяйств с водоемами Карелии и кларковыми значениями.

Параметр	Cr	Cu	Zn	Pb
Хозяйство K				
Среднее под садками	44,4	39,7	341,7	11,2
Среднее фоновое	71,9	35,1	139,3	22,6
PLI*	1,0 – средний уровень			
Хозяйство V				
Среднее под садками	44,5	40,1	498,1	22,2
Среднее фоновое	32,8	33,8	152,1	28,1
PLI*	1,2 – средний уровень			
Хозяйство S				
Среднее под садками	133,2	44,0	244,7	16,5
Среднее фоновое	103,5	39,4	159,6	17,3
PLI*	1,2 – средний уровень			
Северная часть Ладожского озера (заливы Кирьявалахти и Импилахти)[1]				
Среднее	62,6	19,1	78,9	16,4
Максимум	104,8	36,5	137,7	23,3
Минимум	31,5	6,3	38,8	11,8
Западная часть Ладожского озера[2]				
Среднее	53	23,8	116,5	29
Максимум	95,8	45,7	191,1	53,1
Минимум	12,3	4,9	45,7	10
Озера южной части Карелии[3]				
Среднее	18	33	95	4,6
Максимум	65	230	424	21,3
Минимум	6	8	29	0,7
Кларковые содержания[4]				
Верхняя часть континентальной коры (Upper Continental Crust)	35	14,3	52	17

Примечание: [1] – (Слуковский, 2015); [2] – (Петрова, 2006); [3] – (Slukovskii, 2020); [4] – (Hans Wedepohl, 1995); * - Pollution load index

3.3. Геоэкологическая оценка уровня накопления металлов в зоне влияния садковых форелевых хозяйств Ладожского озера

Для Zn во всех точках зафиксированы концентрации, превышающие пороговый уровень токсичности (TEC). В точках с наиболее старыми садковыми модулями (K1 и V1) их содержания превосходят потенциально токсичный уровень (PEC), Рис. 2. Для данного элемента показано и наибольшее значение I_{geo} (Рис. 4), характеризующее умеренный уровень загрязнения отложений Zn под садковыми модулями. Важно также отметить, что в большинстве исследованных участков содержание лабильных (потенциально биодоступных) форм Zn варьирует от 12 до 53%, что соответствует средней и даже высокой степени риска вторичного загрязнения водной толщи (Рис. 5) Следовательно, значительная доля Zn закрепляется в донных отложениях исследованных участков в составе слабоустойчивых химических соединений, чувствительных к изменениям физико-химических параметров среды, например к закислению. Кроме того, одними из важнейших сорбирующих металлы минеральными компонентами отложений являются гидроксиды Fe(III), растворяющиеся при снижении окислительно-восстановительного потенциала (Eh) и восстановлении Fe(III) → Fe(II). Как показали ранее проведенные исследования, в отложениях под садками из-за низкого уровня проточности некоторых участков хозяйств, а также интенсивного поступления органических веществ в течение года преобладают кислые (pH 6.0 – 6.4) восстановительные (бескислородные, Eh < -50 mV) условия (Lapenkov et al., 2024). Таким образом, высокие концентрации Zn под садковыми модулями (особенно выше PEC) в данных гидрологических и геохимических условиях создают потенциальный экологический риск как для гидробиологических сообществ, так и для товарной рыбы.

Для Cu и Pb содержания кислоторастворимых форм во всех исследованных точках стабильно не превышают пороговой концентрации токсичности (TEC) и не создает потенциальных рисков для экосистемы (Рис. 2). Доля лабильных форм не превосходит 10%, что свидетельствует об их устойчивом закреплении в составе осадков и незначительном уровне поступления от садковых хозяйств в донные отложения.

Для Cr характерны содержания, превышающие пороговые концентрации (TEC). В Хозяйстве S его содержания, как в садковых, так и контрольных точках превосходят потенциально токсичный уровень (PEC), Рис. 2. Однако важно отметить, что доля подвижных форм Cr во всех исследованных точках не превышает 7% (низкий уровень риска вторичного загрязнения, Рис. 5). Как обсуждалось ранее, накопление данного элемента в донных отложениях исследуемых рыбоводных участков определяется преимущественно геологическими особенностями территории северной части Ладожского озера, а в составе осадков Cr ассоциирован с устойчивыми потенциально недоступными для живых организмов соединениями.

На трех исследованных форелевых хозяйствах интегральный показатель загрязнения (PLI) принимает значения близкие к 1 (от низкой до умеренной степени), что свидетельствует об относительно благоприятной ситуации в отношении уровня накопления микроэлементов Cr, Cu, Zn и Pb в донных отложениях под садками (Таблица 1).

4. Выводы

Проведенное исследование выявило ключевые закономерности накопления тяжелых металлов (Cr, Cu, Zn, Pb) в донных отложениях Ладожского озера в зоне влияния садковых форелевых хозяйств:

1. Наибольший вклад в загрязнение отложений вносит Zn, концентрации которого под садками превышают контрольные значения в 2 – 4 раза

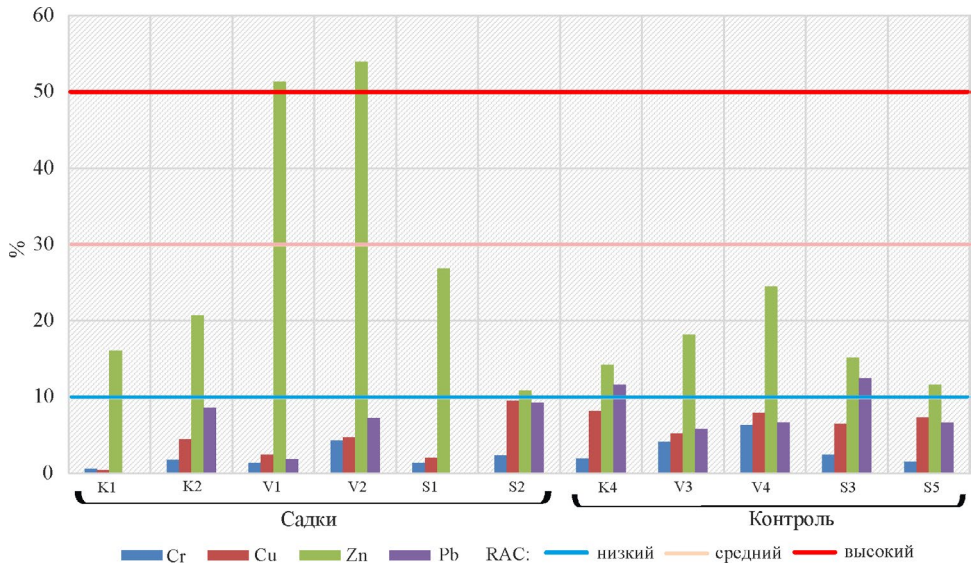


Рис.5. Содержание подвижных форм (% от кислоторастворимых) в донных отложениях под форелевыми хозяйствами в садковых и контрольных точках; RAC – уровень риска вторичного загрязнения водной толщи.

(до 498 мг/кг). Аккумуляция элемента связана с накоплением на дне органических отходов ферм (остатки корма и рыбные фекалии), особенно в условиях слабого водообмена. В зонах длительной эксплуатации садков концентрации Zn превышают потенциально токсичный уровень (PEC), а доля лабильных форм достигает 53%, создавая высокий риск вторичного загрязнения водной толщи.

2. Для Cu и Pb не выявлено значимого накопления элементов в отложениях в садковых точках, что может быть обусловлено высокой усвояемостью Cu рыбой, а также низким использованием противообрастательных покрытий в практике рыбоводческих хозяйств. Потенциальная подвижность (% лабильных форм) для данных элементов оказалась также на низком уровне (<10%), что указывает на отсутствие опасности для живых организмов.
3. Повышенные содержания Cr (до 133 мг/кг) в садковых и контрольных точках связаны преимущественно с природными факторами – геохимическими особенностями пород, слагающих территорию Северного Приладожья. Данный металл, несмотря на превышение пороговых значений токсичности (TEC), закреплен в устойчивых минеральных формах (подвижность <7%), что минимизирует его потенциальную биодоступность в экосистеме.

Полученные в исследовании результаты позволяют рекомендовать внедрение регулярного мониторинга Zn в донных отложениях рыбных хозяйств, особенно в зонах длительного размещения садков. При проектировании новых хозяйств для минимизации накопления загрязнителей важно учитывать гидрологические особенности используемых акваторий. Для грамотной оценки уровня накопления металлов в зоне влияния рыбоводческих ферм необходимо принимать во внимание геохимическую специфику территории, а также разрабатывать систему ПДК для донных отложений водных объектов.

Благодарности

Авторы искренне благодарят руководство и сотрудников форелевых хозяйств Ладожского озера (Парола, Акуловка и Валаам) за логистическую помощь в проведении исследования.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

Соблюдение этических норм

Все применимые этические нормы соблюдены.

Финансирование

Исследование выполнено в рамках Государственного задания ИНОЗ РАН - СПБ ФИЦ РАН по теме НИР № FFZF-2024-0002 “Современные угрозы водным объектам и инновационные методы их сохранения, восстановления и рационального использования”.

Список литературы

Госгеолкарта-200. Листы P-35-XXIV, P-36-X Геоморфологическая схема IX.. Третье поколение Балтийская серия. 2015. Санкт-Петербург: Картфабрика ВСЕГЕИ.

Румянцев В.А., Драбкова В.Г. 2002. Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее.

Петрова Е.А. 2006. Закономерности распределения и формы нахождения тяжелых металлов в донных осадках Ладожского озера. Вестник Санкт-Петербургского Университета. Науки о Земле 1: 18–29.

Патент РФ № RU2478114C1. 2011. Многослойное комбинированное противообрастающее покрытие, обеспечивающее репеллентно-хемобиоцидную защиту. URL: https://yandex.ru/patents/doc/RU2478114C1_20130327

Патент РФ № RU2762722C1. 2021. Продукционный корм для форели. URL: https://yandex.ru/patents/doc/RU2762722C1_20211222

Слуковский З.И. 2015. Нормирование по литию концентраций тяжелых металлов в донных отложениях озер Ладожское и Четырехверстное (Республика Карелия). Химия в Интересах Устойчивого Развития 4: 397–408.

Barszcz A.A., Sidoruk M. 2024. Impacts of water management in aquaculture on heavy metal accumulation in rainbow trout muscles and associated health risks from consumption. Food Control 164: 110617. DOI: 10.1016/J.FOODCONT.2024.110617

Custodio M., Espinoza C., Orellana E. et al. 2022. Assessment of toxic metal contamination, distribution and risk in the sediments from lagoons used for fish farming in the central region of Peru. Toxicology Reports 9: 1603–1613. DOI: 10.1016/J.TOXREP.2022.07.016

De Andrade Passos E., Alves J.D.P. H., Garcia C.A.B. et al. 2011. Metal fractionation in sediments of the Sergipe River, northeast, Brazil. Journal of the Brazilian Chemical Society 22(5): 828–835. DOI: 10.1590/S0103-50532011000500004

Dean R.J., Shimmield T.M., Black K.D. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. Environmental Pollution 145(1): 84–95. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.03.050

Guzeva A., Lapenkov A., Zaripova K. et al. 2024. Heavy Metal Accumulation in Lake Sediments in the Impact Zone of Trout Cage Farm. Journal of Fisheries and Environment 48(1): 136–147. DOI: 10.34044/j.jfe.2024.48.1.12

Guzeva A., Slukovskii Z., Dauvalter V. et al. 2021. Trace element fractions in sediments of urbanised lakes of the arctic zone of Russia. Environmental Monitoring and Assessment 193(6): 378. DOI: 10.1007/s10661-021-09166-z

Guzeva A.V., Elizarova I.R., Lapenkov A.E. et al. 2022. Fractions of trace metals in the sediments of permafrost-affected lakes in Northern Siberia, Lena delta. Arctic and Antarctic Research 68(2): 160–172. DOI: 10.30758/0555-2648-2022-68-2-160-172

Hans Wedepohl K. 1995. The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta 59(7): 1217–1232. DOI: 10.1016/0016-7037(95)00038-2

Ji W., Yokoyama H., Fu J. et al. 2021. Effects of intensive fish farming on sediments of a temperate bay characterised by polyculture and strong currents. Aquaculture Reports 19: 100579. DOI: 10.1016/J.AQREP.2020.100579

Kaya D., Pulatsu S. 2017. Sediment-Focused Environmental Impact of Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss Walbaum, 1792) Cage Farms: Almus Reservoir (Tokat). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 17(2): 345–352. DOI: 10.4194/1303-2712-v17_2_13

Kucuksezgin F., Pazi I., Gonul L.T. 2022. Environmental impact of fish farming: assessment of metal contamination and sediment geochemistry at three aquaculture areas from the eastern Aegean coast. Environmental Monitoring and Assessment 194(4): 1–25. DOI: 10.1007/S10661-022-09960-3

Lall S.P., Kaushik S.J. 2021. Nutrition and Metabolism of Minerals in Fish. Animals 11(9): 2711. DOI: 10.3390/ani11092711

Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2024. Hydrobiological and Geochemical Responses to Trout Cage Aquaculture in Lake Ecosystem. Limnological Review 24(4): 593–615. DOI: 10.3390/LIMNOLREV24040035

Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2023. The seasonal dynamics of geochemical characteristics of sediments in the impact zone of the fish farm (Lake Ladoga, Russia). Aquaculture and Fisheries 8(6): 654–660. DOI: 10.1016/j.aaf.2022.09.003

Li Y., Duan Z., Liu G. et al. 2015. Evaluation of the possible sources and controlling factors of toxic metals/metalloids in the Florida Everglades and their potential risk of exposure. Environmental Science & Technology 49(16): 9714–9723. DOI: 10.1021/ACS.EST.5B01638

MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Springer Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39(1): 20–31. DOI: 10.1007/S002440010075

Majlesi M., Malekzadeh J., Berizi E. et al. 2019. Heavy metal content in farmed rainbow trout in relation to aquaculture area and feed pellets. Foods and Raw Materials 7(2): 329–338. DOI: 10.21603/2308-4057-2019-2-329-338

Melo Júnior H. do N., de Paula Filho F.J., Menezes et al. 2023. Impacts of the Residual Trace Metals of Aquaculture in Net Cages on the Quality of Sediment. Life 13(2): 338. DOI: 10.3390/life13020338

Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. URL: https://www.sid.ir/paper/618491/

Russell M., Robinson C.D., Walsham P. et al. 2011. Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms. Aquaculture 319(1–2): 262–271. DOI: 10.1016/J.AQUACULTURE.2011.06.030;

Slukovskii Z.I. 2020. Background concentrations of heavy metals and other chemical elements in the sediments of small lakes in the south of Karelia, Russia. Vestnik MGTU 23(1): 80–92. DOI: 10.21443/1560-9278-2020-23-1-80-92

Suresh G., Ramasamy V., Meenakshisundaram V. et al. 2011. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. Applied Radiation and Isotopes 69(10): 1466–1474. DOI: 10.1016/J.APRADISO.2011.05.020

Sutherland T.F., Petersen S.A., Leving C.D. et al. 2007. Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. Marine Pollution Bulletin 54(9): 1451–1460. DOI: 10.1016/J.MARPOLBUL.2007.05.010;

Turner A. 2000. Trace Metal Contamination in Sediments from U.K. Estuaries: An Empirical Evaluation of the Role of Hydrous Iron and Manganese Oxides. Estuarine, Coastal and Shelf Science 50(3): 355–371. DOI: 10.1006/ECSS.1999.0573

Xie Q., Qian L., Liu S. et al. 2020. Assessment of long-term effects from cage culture practices on heavy metal accumulation in sediment and fish. Ecotoxicology and Environmental Safety 194: 110433. DOI: 10.1016/J.ECOENV.2020.110433

Zaripova K.M., Lapenkov A.E., Guzeva A.V. 2024. Spatio-Temporal Dynamics of Biogenic Element Accumulation in Bottom Sediments in the Trout Farm Impact Zone (Lake Ladoga). Water Resources 51(5): 836–843. DOI: 10.1134/S0097807824701094

Zhang Z., Lu Y., Li H. et al. 2018. Assessment of heavy metal contamination, distribution and source identification in the sediments from the Zijiang River, China. Science of The Total Environment 645: 235–243. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.07.026

Zuyev Y.A., Zueva N.V. 2024. Abundance of Zoobenthos on the Nearshore Slope Near the Rocky Coast of the Island of Valaam (Lake Ladoga) Inland Water Biology 17(2): 259–270. DOI: 10.1134/S1995082924020202

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Systematization of Organic-Mineral Bottom Sediments in Small Lakes of the Southern Western Siberia: A Landscape Zonation Context

Ovdina E.A.*, Strakhovenko V.D., Malov G.I., Malov V.I.

V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch Russian Academy of Sciences, Akademika Koptyuga Ave., 3, Novosibirsk, 630090, Russia

ABSTRACT. The systematization of organic-mineral bottom sediments of 38 small lakes in the south of Western Siberia has been carried out, taking into account landscape and sapropelation zones. The study covers the subtaiga, forest-steppe, steppe and subzones of ribbon forests, where 494 samples of bottom sediments were taken. The analytical work was performed at the Analytical Center for multi-elemental and isotope research SB RAS (Novosibirsk) using a set of modern analytical methods: determination of ash content, elemental composition (AAS, ICP-AES, and X-ray fluorescence), mineralogy (X-ray Diffraction, SEM). To systematize bottom sediments, the classification of bottom sediments developed by the authors was applied based on ash content (types), Si/Ca ratio (classes) and the type of dominant primary production (genetic species). The relationship between the distribution of bottom sediment types and landscapes, as well as sapropelation zones, has been identified. Organic-mineral and mineral-organogenic types prevail in the subtaiga/forest-steppe (intensive zone of sapropelation). Mineralized sapropels and mineral silts dominate the steppe/ribbon forests landscape (a zone of weak sapropel formation). Organogenic bottom sediments are extremely rare in all landscapes and sapropelation zones. The distribution of sediment classes among all the lakes considered is uneven, with the predominance of lakes with a silicon sediment class. Planktonic-macrophytic and macrophytic-planktonic genetic species are predominant regardless of the landscape and sapropelation zone. Local features of the geochemical and mineral composition in nearby lakes have been established using the example of Lakes Peschanoe and Chistoe (forest-steppe landscape), which is due to differences in the genetic species of sapropel. The proposed systematization makes it possible to assess the resource potential of sapropels for agriculture and reclamation, and serves as a basis for monitoring anthropogenic and climatic impacts. The unique composition of the bottom sediments of each individual lake underscores the need for detailed geochemical analysis when planning environmental management.

Keywords: sapropel, classification, genesis, dominant primary production, small lakes, south of Western Siberia

For citation: Ovdina E.A., Strakhovenko V.D., Malov G.I., Malov V.I. Systematization of Organic-Mineral Bottom Sediments in Small Lakes of the Southern Western Siberia: A Landscape Zonation Context // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 600-610. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-600

1. Introduction

The southern part of Western Siberia is located within the Ob-Irtysh river basin and is a region with a diverse range of lake area percentage, varying from basin to basin. This variation depends on factors such as the degree of forest cover and swampiness, as described by Kurakova (2023). According to Izmailova and Korneenkova (2020), the average lake area percentage is approximately 2%.

Lake systems (limnosystems) in the south of Western Siberia are open heterogeneous systems that are particularly sensitive to environmental changes due to their small size (up to 10 km^2), shallow water (3-5 m), and drainness (Savchenko, 1997). Each limnosystem integrates material and energy components (water, bottom sediments, suspension, biota, soils, catchment rocks) and landscape factors (climate, relief) related by spatial and functional interactions and developing as an integral object (Savchenko, 2016 with additions by the author). These components serve as sources and accumulators of allochthonous and autochthonous substances, being in a state of continuous interaction

*Corresponding author.
E-mail address: ovdina@igm.nsc.ru (E.A. Ovdina)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

through phase interfaces and physical and chemical fields. The formation of organic-mineral bottom sediments in the small lakes of the region is the result of the interaction of litho-, hydro-, atmo- and biospheres, which determines their unique geochemical and mineral composition.

Organic matter is an essential component in complex biogeochemical processes, including food chains and chemical interactions. As a result of these processes, various authigenic minerals are formed. The features of the intra-aqueous medium determine the rate and direction of decomposition of organic matter. During anaerobic mineralization, end products such as carbon dioxide, methane, and hydrogen sulfide are formed, which, together with the physical and chemical characteristics of the environment, affect the formation or dissolution of authigenic minerals (Holmer and Storkholm, 2001; Savvichev et al., 2010).

The balance between the production and destruction of organic matter, along with other factors, determines the characteristics of bottom sediments (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016; Taran et al., 2018; Strakhovenko et al., 2019). The influence of biogenic processes is manifested both in the geochemical composition of organic-mineral bottom sediments and in the mineral composition. This is particularly pronounced for the bottom sediments of small lakes in the south of Western Siberia in the accumulation of Ca, Mg and Sr in the geochemical composition and the formation of biochemogenic carbonates of various Mg-content, from low-magnesian calcite to Ca-excess dolomite on geochemical barriers (Ovdina et al., 2020; 2023). As well as in the accumulation of silicon, including biogenic, the supplier of which is diatoms, which dominate phytoplankton and possess silicon frustules.

Despite the abundance of existing bottom sediments classifications (based on genesis, organic content, and practical use) (Korde, 1969; Shtin, 2005; GOST R 54000-2010; Strakhovenko et al., 2019), the task of systematically studying bottom sediments in small lakes in southern Western Siberia remains relevant. This is due to the increasing interest to study small limnosystems, both to expand the fundamental knowledge of sedimentogenesis processes and for practical reasons, such as the use of sapropel materials in the national economy.

The aim of this work is to assess the distribution of organomineral sediments in small lakes in the south of Western Siberia through a comprehensive analysis of abiotic and biotic factors, considering landscape zonation and sapropelation zones.

2. Research objects, materials and methods

The objects of the study are the organic-mineral bottom sediments of 38 small lakes in the south of Western Siberia, located in intensive and weak sapropelation zones in landscapes gradually changing from north to south: subtaiga and southern taiga, forest-steppe, steppe, subzone of ribbon forests (Fig. 1).

Prior to selecting the testing point, we conducted preliminary studies on the lake bottom relief using the Garmin ECHOMAP Plus 62CM echo sounder. Bottom sediment sampling (494 samples) was carried out in the center of the lake from the PVC boat "Stormline Adventure" (South Korea) using a cylindrical sampler (Ø = 82 mm, L = 120 cm) with a vacuum seal (Taifun RPA, Russia). Cylindrical sampler allowed us to collect stratigraphic sediment cores and keep the water-bottom sediment boundary undisturbed. The bottom sediment

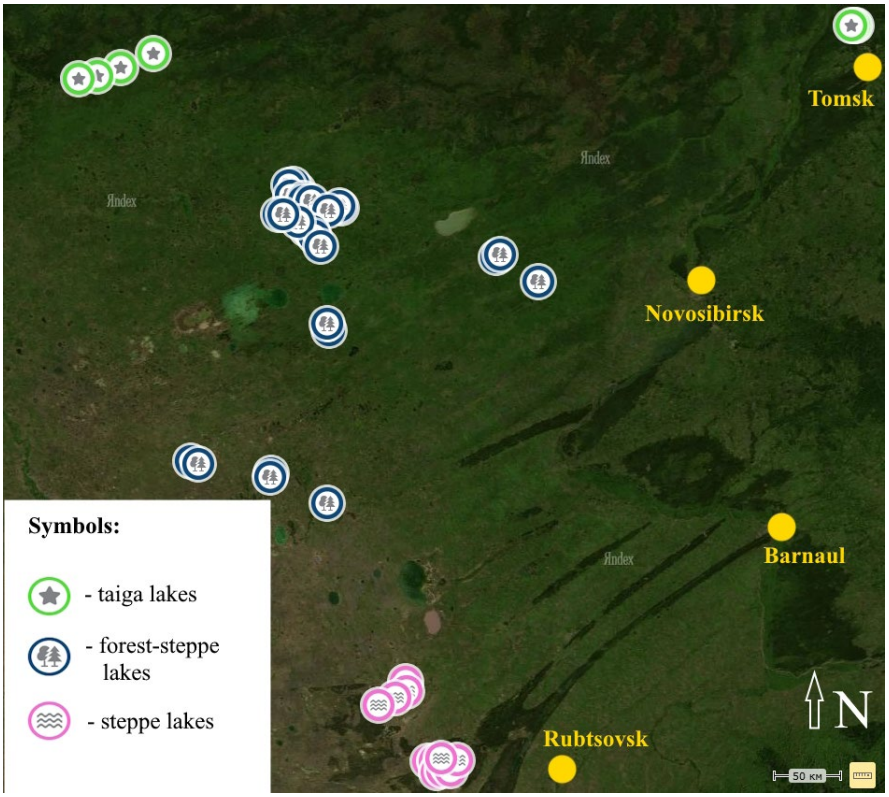


Fig.1. The map diagram of the considered small lakes in the south of Western Siberia.

cores were tested in 5 cm thick layers. The 42 water samples were taken in the center of the lake. Values of the water pH were recorded in situ using an ANION-7000 portable liquid analyzer (Biomer, Russia).

Bottom sediment samples preparation included weighing after collection, followed by drying the samples during the fieldwork to an air-dry state. Then further drying was either in the laboratory under room temperature conditions for Hg content determination or in a drying cabinet (LOIP LF 240/300-VS1, Russia, with the TS87B basic control module) set to 50°C. The samples were thoroughly mixed and reweighed, and then ground for analysis from a standardized volume sample.

Analytical studies of the lake components were conducted in the Analytical Center for multi-elemental and isotope research SB RAS, Novosibirsk, Russia. The ash content (A, %) of bottom sediments was studied by calcining 50 g of the sample at 550°C. Ash content is the mass of solid inorganic residue formed after complete combustion of a combustible substance under certain conditions. The ash content allows a qualitative assessment of the organic and mineral matter content in the sample. Major and trace elements were determined via atomic absorption using a Solaar M6 instrument equipped with a Zeeman and deuterium background corrector (Thermo Electron, USA) and inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) using iCAP Pro XP Duo (Thermo Scientific, USA). The major element composition was determined by X-ray fluorescence analysis (ARL-9900-XP, Applied Research Laboratories, USA). The total Hg content in the sediments and soil samples was determined according to the accredited methodology M 03-09-2013 using the RA-915M analyzer with RP-91S attachment (Lumex, Russia).

The sample morphology and elemental composition were determined using a scanning electron microscopy (SEM) (Mira 3 Tescan, Tescan, Czech Republic). The INCA Energy 300 program (Labspec 5) was used for quantitative chemical analysis with reference standards. The bottom sediments were analyzed using a "shashka"-type tablets, made of epoxy resin (Ø = 2 cm, H = 0.5 cm) via method, developed by (Malikov, 1986). The process involves filling a sample of sediment with epoxy resin to form compact tablets, followed by polishing with diamond pastes to achieve a perfectly flat surface.

X-Ray Powder Diffraction was used to determine mineral composition (ARLX'TRA, Thermo Fisher Scientific (Ecublens) SARL, USA) (emission CuKα). A detailed description of the calcite-dolomite series carbonates determination is given in (Solotchina et al., 2021; Ovdina et al., 2023). The identification of the main cations and anions of water composition was carried out using liquid ion chromatography (HPLC-10AVp, Shimadzu, Japan).

3. Results and Discussion

The composition of lake waters in the south of Western Siberia varies naturally by landscape zones: in the subtaiga, bicarbonate calcium-magnesium/sodium-calcium waters predominate; in the forest-steppe, SO_4^{2-} is added to HCO_3^-, and the cationic composition is replaced by sodium-magnesium; in the steppe, Cl^--Na^+ brines dominate. This meridional trend of mineralization growth from north to south is complicated by the widespread occurrence of small lakes with sodium bicarbonate (soda) type waters (Strakhovenko et al., 2019; Ovdina et al., 2020). This aspect is related to the hills and hollows relief of the Baraba lowland and Kulunda plain where moisture and salts redistribute and also with the composition of the soil-forming substrates - loess-like loams (Ilyin and Syso, 2001). Soda waters in all areas stimulate the development of biota (algobacterial mats, macrophytes, algae) (Zavarzin, 1993; Strakhov, 1993), which, in turn, enhances the concentration of substances and local environmental changes (Kuznetsov, 2003).

Based on the analysis of more than 38 deposits of organic-mineral bottom sediments from small lakes located in various landscapes of southern Western Siberia, a classification has been proposed that builds upon the approach of N.V. Korde (1969). The sediments are classified based on their ash content into five groups: organogenic (less than 30% ash), organic-mineral (30-50%), mineral-organogenic (50-70%), mineralized (70-85%) and mineral silts (>85%). According to the silicon-calcium ratio, the sediments are further divided into three classes: silicon (Si > Ca), calcium (Ca > Si) and mixed (Si ≈ Ca).

Organogenic bottom sediments are extremely rare; organic-mineral and mineral-organogenic are the most common; mineralized bottom sediments are characterized by the predominance of the terrigenous component and the authigenic phases (bio-/chemo-/biochemogenic component). The zone of intensive accumulation of sapropel can be traced in the subtaiga (Vasyugan plain) and forest-steppe landscapes (Baraba lowland). Brackish sapropel and mineral silt are the most common types of bottom sediments on the territory of the Kulunda plain (steppe landscape and ribbon forest subzone) (Fig. 2).

At the same time, the distribution of sapropel classes among all the lakes under consideration is uneven, with the predominance of lakes with a silicon class of sediments. Silicon enters the sediments with both terrigenous deposition and biogenic pathways ($mSiO_2 \cdot nH_2O$). The calcium class is characterized by the accumulation of authigenic carbonates of varying degrees of Mg-content and/or aragonite in the bottom sediments.

Maximum productivity is typical for reservoirs in the intensive zone of sapropelation, where the accumulation of organic matter dominates its decomposition (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016). Based on many years of detailed field and analytical complex studies, it has been established that the genesis of sapropels is determined by the type of bioproduction (Taran et al., 2018, Strakhovenko et al., 2019): macrophytogenic bottom sediments are rich in lignin and humic substances, planktonogenic ones are rich in proteins and lipids. That is why one of the most important

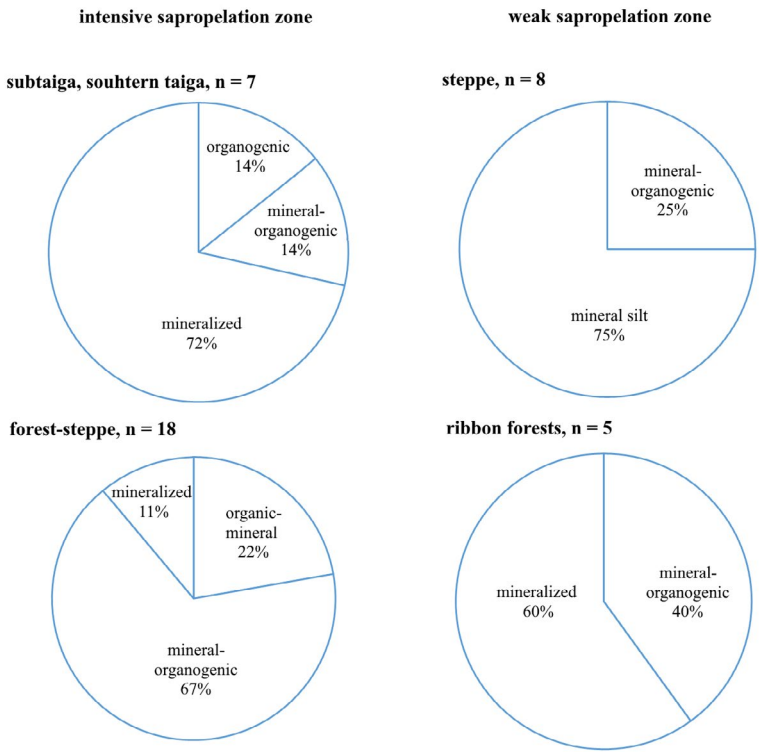


Fig.2. Distribution of types of bottom sediments depending on the landscape and sapropelation zone.

criteria for the systematization of bottom sediments in the south of Western Siberia is the type of dominant primary production: *planktonogenic*, *macrophytogenic*, *planktonic-macrophytic*, *macrophytic-planktonic*.

An interesting fact is that the aquatic ecosystems of neighboring lakes often show noticeable differences in the species composition and organization of communities, which is associated with the unequal participation of biological groups in the synthesis of organic matter (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016). For example, the lakes Peschanoe and Chistoe, located in the forest-steppe zone. Despite the fact that the lakes are located 377 m from each other, the bottom sediments belong to different types, classes and genetic species (Table 1).

The graph (Fig. 3) clearly demonstrates the difference in geochemical conditions in neighboring lakes. Accumulation of Ca and Sr in the calcium sapropel of Lake Peschanoe is traced, which is associated with the development of Ca-accumulating biota that stimulates the formation of calcite-dolomite carbonates. The silicon sapropel of Lake Chistoe contains a higher Si content than the neighboring lake, which is associated with a more extensive development of diatoms and a greater proportion of terrigenous material in the bottom sediment.

4. Conclusion

A comparison of the prevalence of the types and classes of the considered bottom sediments with sapropelation zones and landscapes of the south of Western Siberia showed that the zone of intensive accumulation of sapropel correlates with subtaiga and forest-steppe landscapes. All types and classes of sapropels are found in the lakes of the forest-steppe landscape. In the steppe zone and the ribbon forest subzone, the most common type of bottom sediments is mineral-organogenic and mineralized sapropel, as well as mineral silt. Regardless of the sapropelation zone and landscape, the type and class of bottom sediments, planktonic-macrophytic and macrophytic-planktonic species are the most common.

The proposed classification (by ash content, Si/Ca ratio, and genetic species) makes it possible to predict the resource potential of sapropels for agriculture and reclamation, and also serves as a basis for monitoring changes in conditions of anthropogenic impact and climatic shifts. The uniqueness of the material composition of the bottom sediments of each individual lake requires detailed geochemical analysis when planning rational use of natural resources.

Table 1. Classification by types, classes and genetic species of two neighboring lakes (Peschanoe and Chistoe) located in the forest-steppe zone.

Lake	Peschanoe	Chistoe
type	organic-mineral	mineral-organogenic
ash content (%)	49	68
class	Ca	Si
genetic species	planktonic-macrophytic	macrophytic-planktonic

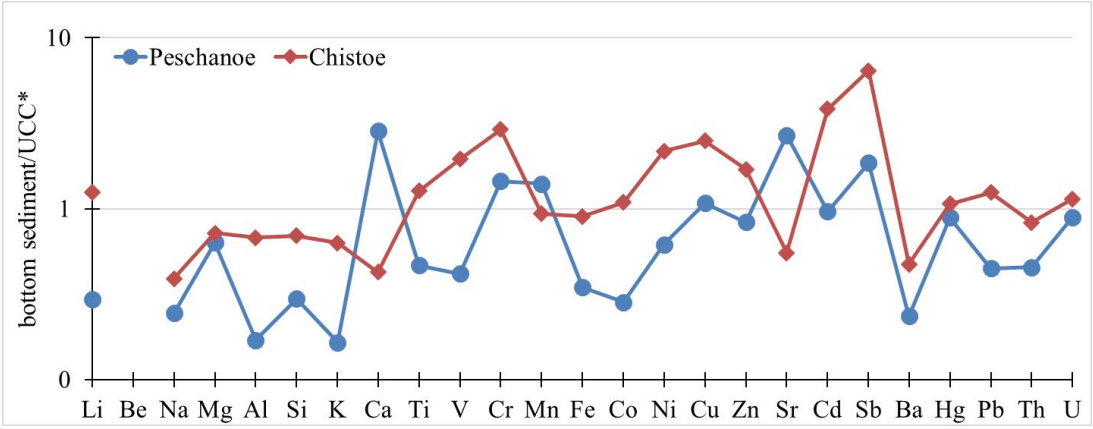


Fig.3. The multi-element distribution spectrum of the studied elements for the bottom sediments of two neighboring lakes (Peschanoe and Chistoe) located in the forest-steppe zone.

Acknowledgement

Work is done on state assignment of IGM SB RAS (№ 122041400193-7) with financial support from the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation.

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

GOST R 54000-2010. 2011. Organic fertilizers. Sapropels. General technical conditions. Moscow: Standartinform. (in Russian)

Holmer M., Storkholm P. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. Freshwater Biology 46(4): 431–451. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00687.x

Ilyin V.B., Syso A.I. 2001. Soil-geochemical provinces in the Ob-Irtysh interfluve: causes and consequences. Sibirskij ekologicheskij zhurnal [Siberian Ecological Journal] 2: 111–118. (in Russian)

Izmailova A.V., Korneenkova N.Y. 2020. Lake Area Percentage In Russian Federation territory and its governing factors. Water Resources 47(1): 13–21. DOI: 10.1134/S009780782001008X

Korde N.V. 1969. Biostratigraphy and typology of Russian sapropels. Moscow: Publishing House of the USSR Academy of Sciences. (in Russian)

Kurakova A.A. 2023. Regionalization of the Ob–Irtysh Basin According to the Conditions of Riverbanks Erosion. Izvestiya RAN. Seriya geograficheskaya [News of the Russian Academy of Sciences. Geographical series] 87(2): 280–294. DOI: 10.31857/S2587556623020061 (in Russian)

Kuznetsov V.G. 2003. The evolution of carbonate accumulation in the history of the Earth. Moscow: GEOS. (in Russian)

Malikov Yu.I. 1986. Podgotovka obrazcov k analizu na mikrozonde: metodicheskie rekomendacii [Sample preparation for microprobe analysis: methodological recommendations]. Novosibirsk: Publishing House of IGG SB of the USSR Academy of Sciences. (in Russian)

Ovdina E.A., Strakhovenko V.D., Solotchina E.P. 2020. Authigenic Carbonates in the Water-Biota-Bottom Sediments' System of Small Lakes (South of Western Siberia). Minerals 10(6): Art.552. DOI: 10.3390/min10060552

Ovdina E., Strakhovenko V., Malov G. et al. 2023. New Data on the Mineral and Geochemical Composition of Bottom Sediments in the Tanatar Soda Lakes (Kulunda Plain, Russia). Russian Journal of Earth Sciences 5: 1–14. DOI: 10.2205/2023ES000864

Savchenko N.V. 1997. Lakes of the southern plains of Western Siberia. Novosibirsk: Publishing House of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Savchenko N.V. 2016. Substantiation of the problem of limnogeosystem dynamics and methodological foundations of its solution. Simvol nauki: Mezhdunarodnyj nauchnyj zhurnal [Symbol of Science: International Scientific Journal] 5-3 (17): 267–276. (in Russian)

Savvichev A.S., Zakharova E.E., Veslopolova E.F. et al. 2010. Microbial processes of the carbon and sulfur cycles in the Kara Sea. Oceanology 50: 893–908. DOI: 10.1134/S0001437010060093

Shtin S.M. 2005. Ozernye sapropeli i osnovy ih kompleksnogo osvoeniya [Lake sapropels and the basics of their integrated development]. Moscow: Publishing House of the Moscow State Mining University. (in Russian)

Solotchina E.P., Kuzmin M.I., Solotchin P.A. et al. 2021. Mineralogical Indicators of Climate Changes in Southwestern Siberia in Holocene Sediments of Bolshie Toroki Lake. Doklady Earth Sciences 496: 17–23. DOI: 10.1134/S1028334X21010220

Strakhov N.M. 1993. Izbrannye trudy. Osadkoobrazovanie v sovremennyh vodoemah [Selected works. Sedimentation in modern reservoirs]. Moscow: Nauka Publ. (in Russian)

Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov G.I. et al. 2019. Genesis of Organomineral Deposits in Lakes of the Central Part of the Baraba Lowland (South of West Siberia) Russian Geology and Geophysics 60(9): 978–989. DOI: 10.15372/RGG2019093

Taran O.P., Boltenkov V.V., Delii I.V. et al. 2018. Relations between the chemical composition of organic matter in lacustrine ecosystems and the genesis of their sapropel. Geochemistry International 56(3): 256–265. DOI: 10.1134/S0016702918030096

Yermolaeva N.I., Zarubina E.Y., Puzanov A.V. et al. 2016. Hydrobiological conditions of sapropel formation in lakes in the south of Western Siberia. Water Resources 43(1): 129–140. DOI: 10.1134/S0097807816010073

Zarubina E.Y. 2013. Primary production of macrophytes from three diverse sapropel lakes in the south of Western Siberia (within the Novosibirsk region) in 2012. Mir Nauki, Kul'tury, Obrazovaniya [The World of Science, Culture, and Education] 5 (42): 441–444. (in Russian)

Zavarzin G.A. 1993. Epicontinental soda reservoirs as presumed relict biotopes of terrestrial biota formation. Mikrobiologiya [Microbiology] 62(5): 789–800. (in Russian)

Краткое сообщение

Систематизация органоминеральных донных отложений малых озер юга Западной Сибири в контексте ландшафтной зональности

Овдина Е.А.*, Страховенко В.Д., Малов Г.И., Малов В.И.

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, пр-т Академика Коптюга, 3, Новосибирск, 630090, Россия

АННОТАЦИЯ. Проведена систематизация органоминеральных донных отложений 38 малых озёр юга Западной Сибири с учётом ландшафтной зональности и зон сапропелеобразования. Исследование охватывает ландшафты подтайги, лесостепи, степи и подзоны ленточных боров, где отобрано 494 пробы донных отложений. Аналитическая работа выполнена в ЦКП многоэлементных и изотопных исследований СО РАН (Новосибирск) с применением комплекса современных аналитических методов: определение зольности, элементный состав (ААС, ИСП-АЭС, РФА), минералогия (РФА, СЭМ). Для систематизации донных отложений применена разработанная авторами классификация донных отложений на основе зольности (типы), соотношения Si/Ca (классы) и вида доминирующей первичной продукции (генетические виды). Одним из важнейших критериев систематизации донных отложений малых озер юга Западной Сибири является вид доминирующей первичной продукции: планктоногенный, макрофитогенный, планктоно-макрофитный, макрофито-планктонный. Выявлена связь распределения типов донных отложений с ландшафтами и зонами сапропелеобразования. В подтайге/лесостепи (интенсивная зона сапропелеобразования) преобладают органоминеральные и минерально-органогенные типы. В степи/ленточных борах (зона слабого сапропелеобразования) доминируют минерализованные сапропели и минеральные илы. Органогенные донные отложения крайне редки во всех ландшафтах и зонах сапропелеобразования. Распределение по классам донных отложений среди всех рассмотренных озер происходит неравномерно, с преобладанием озёр с кремниевым классом отложений. Планктоно-макрофитный и макрофито-планктонный генетические виды являются преобладающими независимо от ландшафта и зоны сапропелеобразования. Установлены локальные особенности геохимического состава в близкорасположенных озерах на примере озёр Песчаное и Чистое (лесостепь), что обусловлено различиями в генетическом виде сапропеля, обуславливающим геохимический и минеральный составы донных отложений. Предложенная систематизация позволяет оценить ресурсный потенциал сапропелей для сельского хозяйства и рекультивации, а также служит основой для мониторинга антропогенных и климатических воздействий. Уникальность состава донных отложений каждого отдельного озера подчёркивает необходимость детального геохимического анализа при планировании природопользования.

Ключевые слова: сапропель, классификация, генезис, доминирующая первичная продукция, малые озера, юг Западной Сибири

Для цитирования: Овдина Е.А., Страховенко В.Д., Малов Г.И., Малов В.И. Систематизация органоминеральных донных отложений малых озер юга Западной Сибири в контексте ландшафтной зональности // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 600-610. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-600

1. Введение

Юг Западной Сибири относится к территории Обь-Иртышского междуречья и является озерным регионом, имеющим широкий диапазон изменения степени заозёренности от бассейна к бассейну в зависимости от степени залесённости и заболоченности (Куракова, 2023), а средняя величина заозёренности территории составляет ~2% (Измайлова и Корнеенкова, 2020).

Озёрные системы (лимносистемы) юга Западной Сибири — открытые гетерогенные системы, особо чувствительные к изменениям окружающей среды ввиду малых размеров (до 10 км^2),

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: ovdina@igm.nsc.ru (Е.А. Овдина)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

мелководности (3–5 м) и бессточности (Савченко, 1997). Каждая лимносистема интегрирует вещественно-энергетические компоненты (вода, донные осадки, взвесь, биота, почвы, породы водосбора) и ландшафтные факторы (климат, рельеф), связанные пространственно-функциональными взаимодействиями и развивающиеся как целостный объект (Савченко, 2016 с дополнениями автора). Эти компоненты служат источниками и аккумуляторами аллохтонного и автохтонного вещества, находясь в состоянии непрерывного взаимовлияния через границы раздела фаз и физико-химические поля. Формирование органоминеральных донных отложений в малых озёрах региона — результат взаимодействия лито-, гидро-, атмо- и биосфер, определяющего их уникальный геохимический и минеральный состав.

Органическое вещество выступает важнейшим компонентом в сложных биогеохимических процессах, включая пищевые цепи и химические взаимодействия. В результате этих процессов формируются различные аутигенные минералы. Особенности внутриводоёмной среды определяют скорость и направление разложения органического вещества. При анаэробной минерализации образуются такие конечные продукты, как углекислый газ, метан и сероводород, которые совместно с физико-химическими характеристиками среды, влияют на процессы формирования или растворения аутигенных минералов (Holmer and Storkholm, 2001; Саввичев и др., 2010).

Баланс между продукцией и деструкцией органического вещества, наряду с другими факторами, определяет характеристики донных отложений (Зарубина, 2013; Ермолаева и др., 2016; Таран и др., 2018; Страховенко и др., 2019). Влияние биогенных процессов проявляется как в геохимическом составе органоминеральных донных отложений, так и в минеральном составе. Особо ярко для донных отложений малых озер юга Западной Сибири это выражается в аккумуляции Ca, Mg и Sr в геохимическом составе и формировании биохемогенных карбонатов различной магнезиальности — от низкомагнезиального кальцита до Ca-избыточного доломита на геохимических барьерах (Ovdina et al., 2020; 2023). А также в накоплении кремния, в том числе биогенного, поставщиком которого являются диатомовые водоросли, доминирующие в фитопланктоне и обладающие кремниевыми панцирями.

Несмотря на обилие существующих классификаций донных отложений (по генезису, содержанию органики, практическому назначению) (Кордэ, 1969; Штин, 2005; ГОСТ Р 54000-2010; Страховенко и др., 2019), задача систематизации донных отложений малых озер юга Западной Сибири с учётом региональной специфики биотических и абиотических факторов остаётся актуальной ввиду все большего интереса к изучению малых лимносистем как для расширения фундаментального знания процессов континентального седиментогенеза, так и для практического назначения – использования сапропеля в народном хозяйстве.

Целью работы является оценка распространенности органоминеральных отложений малых озёр юга Западной Сибири на основе комплексного анализа влияния абиотических и биотических факторов в контексте ландшафтной зональности и зон сапропелеобразования.

2. Объекты исследования, материалы и методы

Объектами исследования являются органоминеральные донные отложения 38 малых озер юга Западной Сибири, расположенные в интенсивной и слабой зонах сапропелеобразования в постепенно сменяющих друг друга с севера на юг ландшафтах: подтайга и южная тайга, лесостепь, степь, подзона ленточных боров (Рис. 1).

Прежде чем выбрать точку опробования, мы провели предварительные исследования рельефа дна озера с помощью эхолота Garmin ECHOMAP Plus 62CM. Отбор проб донных отложений (494 пробы) проводился в центре озера с ПВХ-лодки Stormline Adventure с использованием цилиндрического пробоотборника (Ø = 82 мм, L = 120 см) с вакуумным затвором (НПО «Тайфун», Россия). Цилиндрический пробоотборник позволил нам отобрать 39 стратиграфических кернов отложений и сохранить границу вода-донные отложения ненарушенной. Пробы донных отложений отобраны с интервалом 5 см.

В центре озер было отобрано 42 пробы воды. Значения pH воды регистрировались *in situ* с помощью портативного анализатора жидкости «АНИОН-7000» (Biomer, Россия).

Подготовка образцов донных отложений включала взвешивание после сбора с последующей сушкой образцов во время полевых работ до воздушно-сухого состояния. Затем проводилась дальнейшая сушка либо в лаборатории при комнатной температуре для определения содержания ртути, либо в сушильном шкафу (LOIP LF 240/300-VS1, Россия, с базовым модулем управления TS87B), настроенном на температуру 50°C. Образцы были тщательно перемешаны и повторно взвешены, а затем измельчены для анализа из образца стандартного объема.

Аналитические исследования компонентов озер проводились в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН, Новосибирск, Россия. Зольность (A, %) донных отложений изучали путем прокаливания 50 г образца при температуре 550°C. Зольность позволяет качественно оценить содержание органических и минеральных веществ в образце. Макро- и микроэлементы определяли методом атомной абсорбции с использованием прибора Solaar M6, оснащенного Зеемановским и дейтериевым корректором фона (Thermo Electron, США) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) с применением iCAP Pro XP Duo (Thermo Scientific, США). Макроэлементный состав определяли с помощью рентгенофлуоресцентного анализа (ARL-9900-XP, Applied Research Laboratories, США). Общее содержание ртути в образцах донных отложений опре-

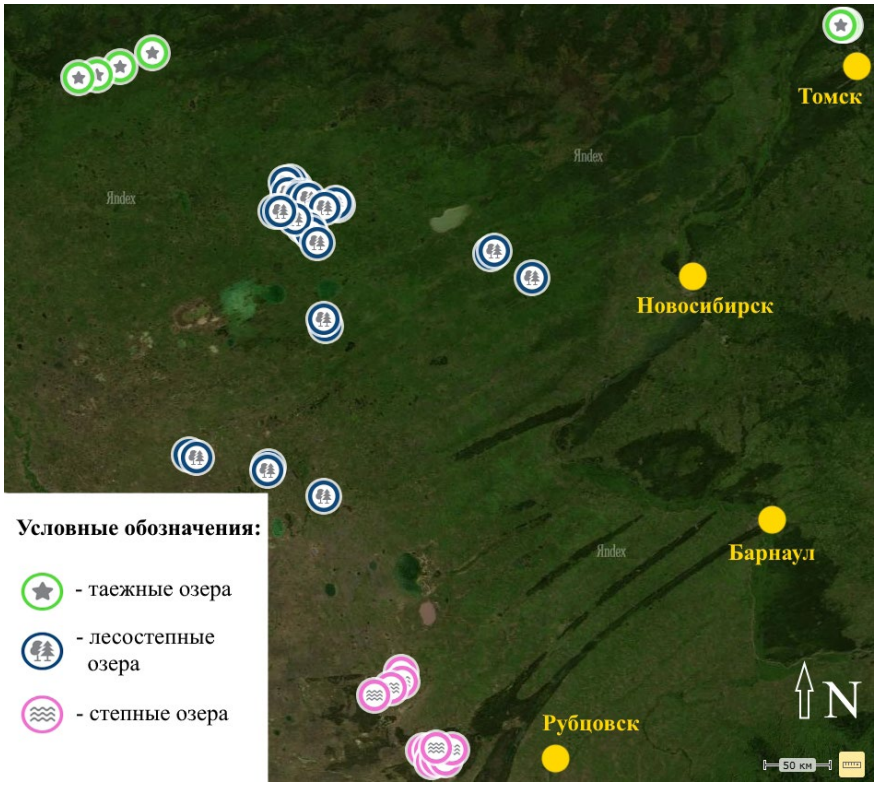


Рис.1. Карта-схема расположения рассмотренных малых озер юга Западной Сибири.

деляли в соответствии с аккредитованной методикой М 03-09-2013 с использованием анализатора RA-915M с приставкой RP-91S (Lumex, Россия).

Морфологию и элементный состав образцов определяли с помощью сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) (Mira 3 Tescan, Tescan, Чехия). Для количественного химического анализа использовали программу INCA Energy 300 (Labspec 5) с использованием стандартных образцов. Донные отложения анализировали с помощью препаратов типа «шашка», изготовленных из эпоксидной смолы (Ø = 2 см, H = 0,5 см) по методу, разработанному (Маликов, 1986). Для определения минерального состава использовали рентгеновскую порошковую дифракцию (ARLX›TRA, Thermo Fisher Scientific (Ecublens) SARL, США) (эмиссионный CuKa). Подробное описание определения карбонатов кальцит-доломитового ряда приведено в работах (Солотчина и др., 2021; Ovdina et al., 2023). Определение основных катионов и анионов в составе воды проводили с помощью жидкостно-ионной хроматографии (ВЭЖХ-10AVp, Shimadzu, Япония).

3. Результаты и обсуждение

Состав озёрных вод юга Западной Сибири закономерно изменяется по ландшафтным зонам: в подтайге преобладают гидрокарбонатные кальциево-магниевые/натриево-кальциевые воды; в лесостепи к HCO_3^- добавляется SO_4^{2-}, а катионный состав сменяется натриево-магниевым; в степи доминируют Cl^--Na^+ рассолы. Этот меридиональный тренд роста минерализации с севера на юг осложняется широким распространением малых озёр с гидрокарбонатно-натриевым (содовым) типом вод (Страховенко и др., 2019; Ovdina et al., 2020), что связано с гривным рельефом Барабинской низменности и Кулундинской равнины, перераспределяющим влагу и соли, и составом почвообразующих субстратов (лессовидные суглинки) (Ильин и Сысо, 2001). Содовые воды во всех зонах стимулируют развитие биоты (альгобактериальные маты, макрофиты, водоросли) (Заварзин, 1993; Страхов, 1993), что, в свою очередь, усиливает концентрирование веществ и локальные изменения среды (Кузнецов, 2003).

На основе анализа более 35 залежей органоминеральных донные отложений малых озер, расположенных в разных ландшафтах юга Западной Сибири (подтайга, лесостепь, степь, ленточные боры), предложена классификация, развивающая подход Н.В. Кордэ (1969). Донные отложения группируются по значению зольности на: органогенные (< 30%), органоминеральные (30–50%), минерально-органогенные (50–70%), минерализованные (70–85%) и минеральные илы (> 85%). По соотношению Si/Ca типы донных отложений подразделяются на классы: кремниевый (Si > Ca), кальциевый (Ca > Si), смешанный (Si ≈ Ca).

Органогенные донные отложения крайне редки; наиболее распространены органоминеральные и минерально-органогенные; для минерализованных донных отложений характерно преобладание терригенной составляющей и аутигенных фаз (био-/хемо-/биохемогенная составляющая). Зона интенсивного накопления сапропеля прослеживается в подтаежных (Васюганская равнина) и лесостепных ландшафтах (Барабинская низменность). На территории Кулундинской равнины (степной ландшафт и подзона ленточных боров) наиболее распространенным типом донных отложений являются солоноватый сапропель и минеральный ил (Рис. 2).



Рис.2. Распределение типов донных отложений в зависимости от ландшафта и зоны сапропелеобразования.

При этом распределение по классам сапропеля среди всех рассмотренных озер происходит неравномерно, с преобладанием озёр с кремниевым классом отложений. Кремний поступает в донные отложения как с терригенным сносом, так и биогенным путем ($mSiO_2 \cdot nH_2O$). Кальциевый класс характеризуется аккумуляцией в донных отложениях аутигенных карбонатов разной степени магнезиальности и/или арагонита.

Максимальная продуктивность характерна для водоёмов интенсивной зоны сапропелеобразования, где аккумуляция органического вещества доминирует над его разложением (Зарубина, 2013; Ермолаева и др., 2016). На основе многолетних детальных полевых и аналитических комплексных исследований установлено, что генезис сапропелей определяется типом биопродукции (Таран и др., 2018, Страховенко и др., 2019): макрофитогенные донные отложения богаты лигнином и гуминовыми веществами, планктоногенные — белками и липидами. Именно поэтому одним из важнейших критериев систематизации донных отложений юга Западной Сибири является вид доминирующей первичной продукции: планктоногенный, макрофитогенный, планктоно-макрофитный, макрофито-планктонный.

Интересным фактом является то, что водные экосистемы соседних озёр часто демонстрируют заметные различия в видовом составе и организации сообществ, что связано с неодинаковым участием биологических групп в синтезе органики (Зарубина, 2013; Ермолаева и др., 2016).

Например, озера Песчаное и Чистое, расположенные в лесостепной зоне. Несмотря на то, что озера располагаются в 377м друг от друга, донные отложения относятся к разным типам, классам и генетическим видам (Таблица 1).

График (Рис. 3) наглядно демонстрирует различие геохимических условий в соседних озёрах. Прослеживается аккумуляция Ca и Sr в кальциевом сапропеле оз. Песчаное, что связано с развитием Ca-аккумулирующей биоты, стимулирующей формирование карбонатов кальцит-доломитового ряда. В кремниевом сапропеле оз. Чистое прослеживается более высокое, по сравнению с соседним озером, содержание Si, что связано с более обширным развитием диатомовых водорослей и большей долей терригенного материала в донном осадке.

4. Заключение

Сопоставление распространенности типов и классов рассмотренных донных отложений с зонами сапропелеобразования и ландшафтами юга Западной Сибири показало, что зона интенсивного накопления сапропеля коррелирует с подтаежными

Таблица 1. Классификация по типам, классам и видам двух соседних озер (Песчаное и Чистое), расположенных в лесостепной зоне.

Озеро	Песчаное	Чистое
тип	органо-минеральный	минерально-органогенный
зольность (%)	49	68
класс	кальциевый	кремниевый
генетический вид	планктоно-макофитный	макрофито-планктонный

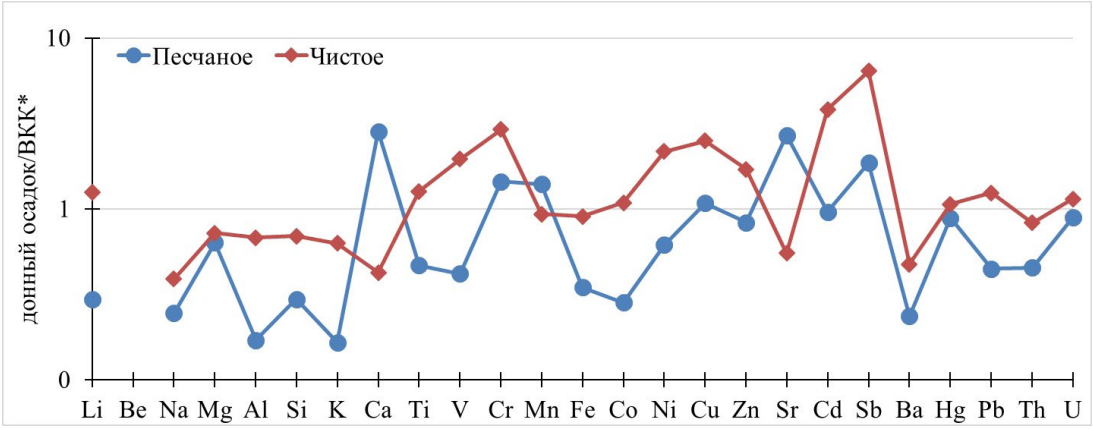


Рис.3. Мультиэлементный спектр распределения изученных элементов для донных отложений двух соседних озер (Песчаное и Чистое), расположенных в лесостепной зоне.

и лесостепными ландшафтами. В озерах лесостепи встречаются все типы и классы сапропелей. В зоне степи и подзоне ленточных боров наиболее распространенным типом донных отложений является минерально-органогенный и минерализованный сапропель, а также минеральный ил. Вне зависимости от зоны сапропелеобразования и ландшафта, типа и класса донных отложений, наиболее распространены планктоно-макрофитный и макрофито-планктонный виды.

Предложенная классификация (по зольности, соотношению Si/Ca и типу биопродукции) позволяет прогнозировать ресурсный потенциал сапропелей для сельского хозяйства и рекультивации, а также служит основой для мониторинга изменений в условиях антропогенного воздействия и климатических сдвигов. Уникальность вещественного состава донных отложений каждого отдельного озера требует детального геохимического анализа при планировании рационального природопользования.

Благодарности

Работа выполнена по государственному заданию ИГМ СО РАН (№ 122041400193-7) при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

ГОСТ Р 54000-2010. 2011. Удобрения органические. Сапропели. Общие технические условия. Москва: Стандартинформ.

Ермолаева Н.И., Зарубина Е.Ю., Романов Р.Е. и др. 2016. Гидробиологические условия формирования сапропелей в озерах юга Западной Сибири. Водные ресурсы 43(1): 79–91. DOI: 10.7868/S0321059616010077

Заварзин Г.А. 1993. Эпиконтинентальные содовые водоемы как предполагаемые реликтовые биотопы формирования наземной биоты. Микробиология 62(5): 789–800.

Зарубина Е.Ю. 2013. Первичная продукция макрофитов трех разнотипных сапропелевых озер юга Западной Сибири (в пределах Новосибирской области) в 2012 году. Мир Науки, Культуры, Образования 5 (42): 441–444.

Измайлова А.В., Корнеенкова Н.Ю. 2020. Озерность территории Российской Федерации и определяющие ее факторы. Водные ресурсы 47(1): 16–25. DOI: 10.31857/S0321059620010083

Ильин В.Б., Сысо А.И. 2001. Почвенно-геохимические провинции в Обь-Иртышском междуречье: причины и следствия. Сибирский экологический журнал 2: 111–118.

Кордэ Н.В. 1969. Биостратиграфия и типология русских сапропелей. Москва: Изд-во АН СССР.

Кузнецов В.Г. 2003. Эволюция карбонатонакопления в истории Земли. Москва: ГЕОС.

Куракова А.А. 2023. Районирование Обь-Иртышского бассейна по условиям размыва берегов рек. Известия РАН. Серия географическая 87(2): 280–294. DOI: 10.31857/S2587556623020061

Маликов Ю.И. 1986. Подготовка образцов к анализу на микрозонде: методические рекомендации. Новосибирск: Изд-во ИГГ СО АН СССР.

Саввичев А.С., Захарова Е.Е., Веслополова Е.Ф. и др. 2010. Микробные процессы циклов углерода и серы в Карском море. Океанология 50(6): 942-957.

Савченко Н.В. 1997. Озера южный равнин Западной Сибири. Новосибирск: Издательство Сибирского отделения РАН.

Савченко Н.В. 2016. Обоснование проблемы динамики лимногеосистем и методические основы ее решения. Символ науки: международный научный журнал 5-3 (17): 267–276.

Солотчина Э.П., Кузьмин М.И., Солотчин П.А. и др. 2021. Минералогические индикаторы изменений климата юга Западной Сибири в голоценовых осадках озера Большие Тороки. Доклады Российской Академии Наук. Науки о Земле 496(1): 22–29. DOI: 10.31857/S2686739721010229

Страхов Н.М. 1993. Избранные труды. Осадкообразование в современных водоемах. Москва: Наука.

Страховенко В.Д., Овдина Е.А., Малов Г.И. и др. 2019. Генезис органоминеральных отложений озер центральной части Барабинской низменности (юг Западной Сибири). Геология и Геофизика 11: 1231–1243. DOI: 10.15372/GiG2019093

Таран О.П., Болтенков В.В., Ермолаева Н.И. и др. 2018. Взаимосвязь химического состава органического вещества озерных систем и генезиса сапропелей. Геохимия 3: 269–279. DOI: 10.7868/S001675251803007X

Штин С.М. 2005. Озерные сапропели и основы их комплексного освоения. Москва: Изд-во Московского государственного горного университета.

Holmer M., Storkholm P. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. Freshwater Biology 46(4): 431–451. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2001.00687.x

Ovdina E.A., Strakhovenko V.D., Solotchina E.P. 2020. Authigenic Carbonates in the Water-Biota-Bottom Sediments' System of Small Lakes (South of Western Siberia). Minerals 10(6): Art.552. DOI: 10.3390/min10060552

Ovdina E., Strakhovenko V., Malov G. et al. 2023. New Data on the Mineral and Geochemical Composition of Bottom Sediments in the Tanatar Soda Lakes (Kulunda Plain, Russia). Russian Journal of Earth Sciences 5: 1–14. DOI: 10.2205/2023ES000864

Formation features of Lake Baikal hydrometeorological regime in the modern period

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Sinyukovich V.N.[1]*, Latysheva I.V.[2], Vologzhina S.J.[2], Loshchenko K.A.[2], Makukhin V.L.[1,2]

[1] Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia
[2] Irkutsk State University, Karl Marx Str., 1, Irkutsk, 664003, Russia

ABSTRACT. We analyzed the main features of climate fluctuations near Lake Baikal and water regime components between 1980 and 2023. The analysis indicated climate warming with the highest rates of air temperature rise during the cold season of the year and an increase in climate aridity or a decrease in annual and monthly atmospheric precipitation. During the Southern Hemisphere cyclones and the development of convective or orographic clouds, the spatial heterogeneity of summer atmospheric precipitation increased. In winter, under the dominant influence of the Asian monsoon anticyclone, these differences were minimal. Correlating with climate change, the ratio between the lake's water balance components transformed, determining the features of seasonal and interannual fluctuations in its water level. The inflow of surface waters to the lake and the runoff from it decreased, while the evaporation from the surface of the water body, on the contrary, increased. The heating of the lake's water masses increased, especially at its northern end distinguished by the lower wind activity. Due to the later freezing of the lake and earlier ice breakup (up to 20 days), the ice cover period reduced. We observed climate change in circulation factors at Lake Baikal, including an increase in the activity of migratory cyclogenesis in the cold season of the year and upper-level anticyclogenesis in the warm season, where the frequency of blocking processes also increased. Keywords: air temperature, precipitation, inflow, evaporation, water level.

Keywords: air temperature, precipitation, inflow, evaporation, water level

For citation: Sinyukovich V.N., Latysheva I.V., Vologzhina S.J., Loshchenko K.A., Makukhin V.L. Formation features of Lake Baikal hydrometeorological regime in the modern period // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 611-621. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-611

1. Introduction

An increase in the recurrence of abnormal drought periods and floods characterize the current global warming that is the most intense in the Asian part of Russia (Third evaluation…, 2022). Warming enhances the threat of eutrophication of world water resources (Sinha et al., 2017) and is accompanied by the shrinkage of 53% of lakes worldwide, including humid regions of the planet (Fangfang et al., 2023). In East Siberia and Lake Baikal, where rates of air temperature rise are especially high (Shimaraev et al., 2002; Sutyrina, 2019; Third evaluation…, 2022), the alteration of thermal regime and lake's water balance components increases the risks of disturbances to the normal functioning of the water body ecosystem and requires constant hydrometeorological monitoring. Lake ecosystems with high species diversity and endemics are particularly vulnerable to climate change (Semenova et al., 2024).

Climate change and hydropower development of Lake Baikal implemented since 1956 cause a restructuring of the lake water level regime, affecting both the use of its water resources and the ecological condition in the water body. The results of the assessment of the main meteorological parameters in the Baikal region for the past climatic period (Latysheva et al., 2025) indicated the transformation of circulation factors of climate change in the region, including the trend to increase the contribution of migratory cyclogenesis in the cold season (October-March) and upper-level anticyclogenesis in the warm season (April-May). The frequency of blocking processes increased in the summer months,

*Corresponding author.
E-mail address: sin@lin.irk.ru (V.N. Sinyukovich)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

preventing the formation of Mongolian cyclones in the polar upper-level frontal zone, while the probability of more intense summer rainfalls amid higher daytime temperatures also increased (Vologzhina et al., 2024).

This study aims at compiling a description of the current hydrometeorological regime of Lake Baikal and its formation features based on the observation data from the coastal weather stations and materials concerning the lake's water regime, using the information about climatic circulation factors.

2. Study object and methods

Lake Baikal was a study object where the formation of water and climate regimes is affected by a close interaction of large-scale and regional atmospheric processes amid the heterogenous relief manifested in the development of mountain and valley breezes, local processes of cyclo- and anticyclogenesis, orographic clouds on the windward slopes of the mountains, and the drying effect of descending airflows on the leeward slopes.

The study of the climate features of Lake Baikal was based on the statistical processing of the annual and monthly values of air temperature and precipitation for 1980-2023 according to the data from 13 Rosgidromet (Federal Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring) weather stations (Patrony, Kultuk, Baikalsk, Khamar-Daban, Bolshoye Goloustnoye, Elantsy, Barguzinsky Nature Reserve, Bolshoy Ushkany Island, Sarma, Khuzhir, Solnechnaya, Tompa, and Nizhneangarsk) at altitudes ranging from 459 m (Bolshoy Ushkany Island) to 1442 m (Khamar-Daban) above sea level.

The Rosgidromet data on daily mean water levels of Lake Baikal and the information from the Irkutsk Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring about the lake's water balance components were used to assess the water regime characteristics.

Synoptic features of the formation of individual dry and high-water periods were analyzed via assessment of the dynamics of atmospheric processes near the Earth's surface and at the levels of isobaric surfaces, such as AT-850 hPa (1.5 km), AT-700 hPa (3 km), AT-500 hPa (5 km), and AT-300 hPa (9 km), reflecting the conditions of surface and upper-level cyclo- and frontogenesis.

3. Results and discussion

The climate of Lake Baikal and its coast has marine features and is characterized by high intraseasonal and spatial variability due to the combination of orographic, hydrological, circulation, and climatic conditions. During the study period, the mean annual air temperature was positive at most of the observed weather stations, with a maximum value of 0.9 °C at the southern end of the lake (Baikalsk). Negative mean annual air temperatures were typical of the weather stations at the northern end of the lake, such as Barguzinsky Nature Reserve (–2.7 °C) and Bolshoy Ushkany Island (–1.9 °C), as well as at the high-mountain Khamar-Daban station (–1.9 °C).

In the annual distribution of air temperatures, July was the warmest month at most of the stations. In the northern basin of Lake Baikal, it was shifted to August. As a rule, January was the coldest month of the year, except for Baikalsk and Bolshoy Ushkany Island, where this extreme occurred in February. The absolute maximum of air temperature during the study period varied from 23.3 °C (Bolshoy Ushkany Island) to 30.5 °C (Elantsy), and the absolute minimum–from –27.4 °C (Bolshoy Ushkany Island) to –38.3 °C (Barguzinsky Nature Reserve). Annual temperature ranged from 29.5 °C at the high-mountain Khamar-Daban station to 37.3 °C at the Elantsy station.

Mean annual precipitation for the study years varied from 1381 mm at the high-mountain Khamar-Daban station to 189 mm in Sarma (Fig. 1). Such an abnormally high precipitation at the Khamar-Daban weather station was due to its location not only at a great height but also on the windward slope of the ridge and along the route of moist air masses arriving with the northwesterly wind through the source of the Angara River.

During the year, the maximum amount of atmospheric moisture precipitated mainly in July, except for Sarma, where the annual maximum usually precipitates in August. At the Khamar-Daban station, the maximum precipitation reached 266 mm in July. At the foot of the ridge (Baikalsk), precipitation was also high and amounted to 167 mm. The minimum monthly precipitation most often occurred in February, varying from 22 (Sarma, Bolshoye Goloustnoye, Bolshoy Ushkany Island, and Elantsy) to 32 mm (Khamar-Daban).

The main proportion of annual precipitation falled in summer, varying from 38 (Barguzinsky Nature Reserve) to 67% (Elantsy). The contribution of the autumn months ranged from 16 (Bolshoye Goloustnoye) to 34 % (Barguzinsky Nature Reserve), and that of the winter months–from 4 (at most Baikal stations) to 14% (Barguzinsky Nature Reserve).

The annual precipitation amplitude reached the highest values in Khamar-Daban (234 mm), Baikalsk (153 mm), Kultuk (106 mm), and Patrony (101 mm), and the lowest values–in Sarma (47 mm), Khuzhir (53 mm), and Bolshoye Goloustnoye (54 mm).

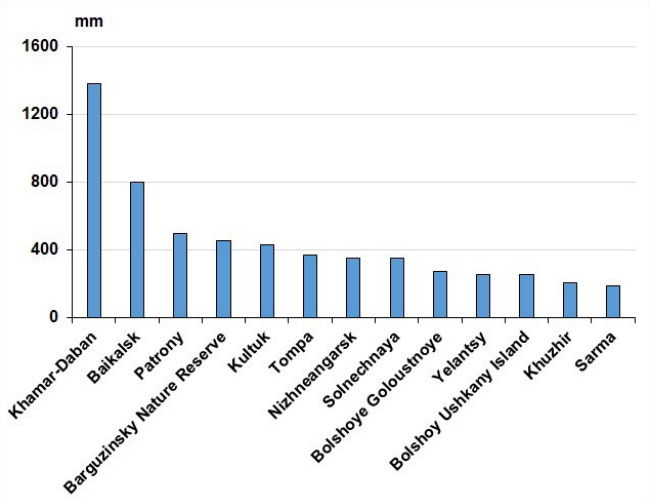


Fig.1. The average annual amount of precipitation at weather stations.

During the study period, climate warming rates at all investigated stations averaged 0.27-0.35 °C/10 years and accompanied by a shift from negative to positive mean annual air temperatures (Table 1). The most significant rise in the mean annual air temperatures has been observed in recent years (2020-2023).

In January and February, the period from 1990 to 1999 was the warmest decade, and that from 1980 to 1989–the coldest decade. The highest warming rate was typical of March (up to 1.2 °C/10 years), and it was the lowest in May (~0.2 °C/10 years). In summer and autumn, as well as in December, mean monthly air temperatures rose at an average rate of 0.3-0.5 °C/10 years.

Warming in the study years was accompanied by a slight decrease in the mean annual precipitation (Fig. 2) at most stations, mainly due to recent years.

The maximum mean annual precipitation was recorded in 1990-2009, and the minimum–in 2010-2023. In 1980-1989 and 2010-2019, the maximum precipitation was observed in January, while in 2000-2009 and 2010-2019, it was observed in February and spring months. The rainiest summer months were in 1980-1989 and 2000-2009, and the autumn months–in 1990-1999 and 2000-2009.

Along with the characterized air temperature fluctuations and humidity conditions. the formation of water balance components in Lake Baikal, its ice and thermal regime, and level that determine the functioning of the entire ecosystem of the lake underwent a certain transformation. At the beginning of the study period, the humidity in the Baikal basin was reduced, causing a low inflow of river waters into the lake (Fig. 3) and leading to an abnormal decrease in its water level (down to 455.27 m a.s.l. in April 1982). Overall, long-term changes in the inflow were rather well correlated with fluctuations in the lake's water level, and thereby with the Angara River runoff. During the study period, the annual inflow to the lake varied from 42.5 (2017) to 93.1 (2021) km^3, with an average of 62.8 km^3. The observed extremes are absolute for all years since the beginning of the damming of the lake by the Irkutsk Hydroelectric Power Station, and furthermore they have occurred in the past 10 years.

The runoff from the lake between 1980 and 2023 varied within a close range: from 40.6 km^3 in 2016 to 80.6 km^3 in 2021, with an average of 57.8 km^3. Despite the runoff artificial regulation, its connection with the inflow remains rather close, and the correlation coefficient is 0.68 (0.88 under natural conditions).

The mean annual precipitation that fell on the water surface of Lake Baikal in these years was 12.3 km^3, ranging from 9.3 to 16.1 km^3. At the same time, despite periodic long periods of drought and negative trends at weather stations, there is little evidence of a long-term decline in the amount of precipitation on the water area of the lake.

Unlike precipitation, evaporation from the lake's water surface increased significantly with warming. In the study years, it averaged 15.5 km^3 per year with fluctuations from 11.0 to 19.4 km^3 per year.

Notably, long-term fluctuations in inflow and runoff were characterized by a weak downward trend at a rate of ~1.3-1.5 km^3/10 years. On the contrary, evaporation was characterized by an upward trend at an average rate of 0.5 km^3/10 years.

Fluctuations in the water level of Lake Baikal in 1980-2023 showed extremely low values during the initial period and in 2014-2017, mainly following the changes in the inflow. The above-mentioned minimum water level in 1982 is a record low for all years of lake regulation. The maximum water level of 457.42 m a.s.l. in 1988 is also a record. The lake's water levels beyond standard values (456-457 m) during low-water or high-water periods complicates the use of its water resources.

Air temperature rise at Lake Baikal has affected its thermal regime and the duration of ice phenomena. During the 20th century, the ice cover period has reduced by 18 days (Shimaraev et al., 2002) because of the later freezing of the lake (by 11 days) and earlier ice breakup (by 7 days). A more significant warming in November and December during the freeze-up of the lake (by 1.6 °C) than in April and May during ice breakup (by 0.9 °C) explains such "asymmetry" of shifts. To date, the shift in Lake Baikal freezing and breakup timescales has increased insignificantly owing

Table 1. Average annual air temperatures (°C) by decades

Station/years	1980-1989	1990–1999	2000-2009	2010-2019	2020-2023
Patrony	–1.0	0.1	0.1	0.3	0.9
Kultuk	–0.2	0.7	0.7	0.7	1.1
Baikalsk	0.5	1.2	0.9	0.9	1.3
Khamar-Daban	–2.6	–1.7	–1.7	–1.8	–1.5
Bolshoye Goloustnoye	–0.3	0.7	0.6	0.8	1.1
Yelantsy	–0.4	0.2	0.3	0.6	0.8
Sarma	–0.1	0.6	0.4	0.9	1.1
Khuzhir	–0.4	0.0	0.3	0.7	1.0
Bolshoy Ushkany Island	–1.0	–0.3	–0.6	–0.1	0.1
Solnechnaya	–1.4	–0.6	–0.7	–0.3	–0.4
Barguzinsky Nature Reserve	–3.3	–2.3	–2.8	–2.6	–2.0
Tompa	–2.9	–2.0	–2.0	–1.9	–1.4
Nizhneangarsk	–2.5	–1.5	–1.8	–1.1	–1.0

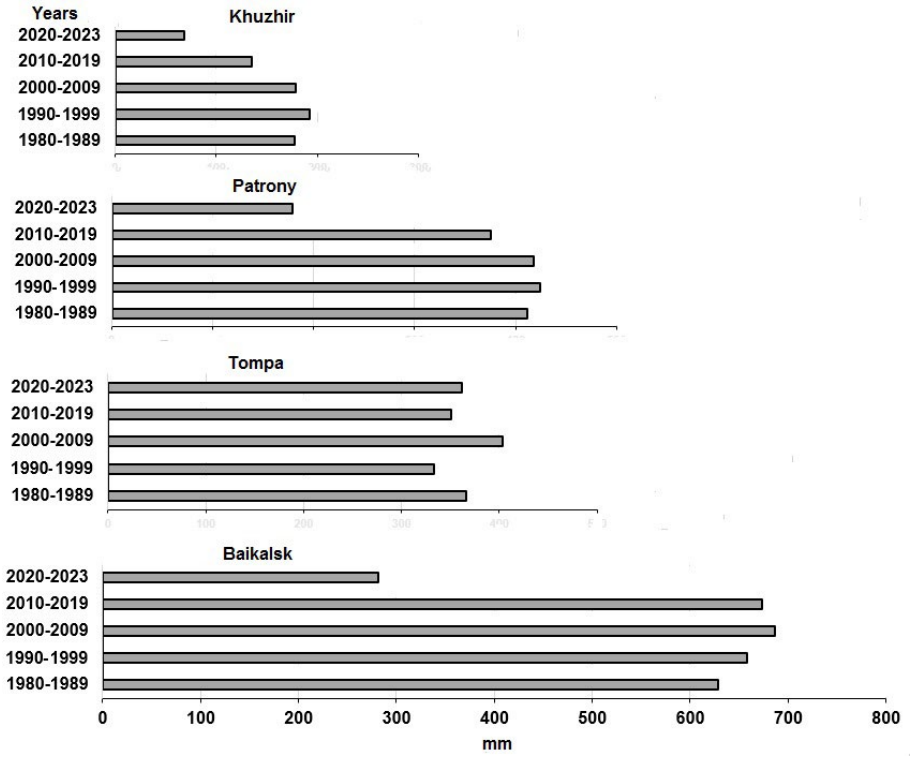


Fig.2. Average annual precipitation at individual stations by decades.

to the decrease in the warming rates in the 1990s. The heating of the lake's water column caused by global warming differs throughout the basins. According to (Shimaraev and Troitskaya, 2018), the surface water temperature rise in the southern basin of Lake Baikal since 1970 averages 0.32 °C/ 10 years, whereas in the central basin it reaches 0.50 °C/10 years, and in the northern basin–0.54 °C/10 years. Greater heating of the surface water layer in the northern basin is due to lower wind activity in this part of the lake. Notably, in 1994-2016, the trend in summer water temperature rise in the northern basin of Lake Baikal was ~1.4 °C/10 years.

Specific changes in the atmospheric circulation processes determine the indicated features of the fluctuations in the components of the hydrometeorological regime. Among them, the trends of increasing contribution of migratory cyclogenesis in the cold season of the year (October-March) and the upper-level anticyclogenesis in the warm season (April-May) are the most

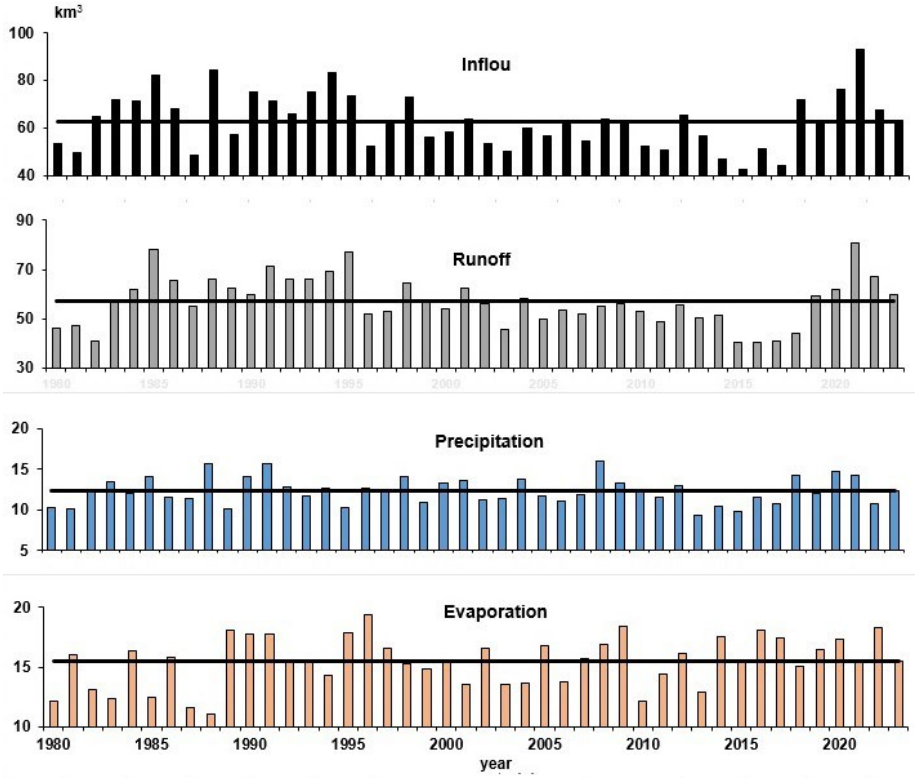


Fig.3. Dynamics of fluctuations of water balance elements. Straight line – average value.

obvious for Siberia and Lake Baikal in the past decades. In the winter months, the possibility of Mongolian and Atlantic cyclones with intense and often prolonged heat and cold waves has increased in the south of the Baikal region, enhancing the contrast of weather conditions in the region. The higher frequency of blocking processes in the summer months increasingly prevents the formation of Mongolian cyclones in the polar upper-level frontal zone, where horizontal temperature contrasts weaken thanks to heat advection. Consequently, baroclinity decreases throughout most of the tropospheric thickness as one of the main factors of formation and development of extratropical cyclones. At the same time, due to higher daytime temperatures in summer, more intense rainfall is highly likely (Vologzhina et al., 2024).

4. Conclusion

Current climate features of Lake Baikal based on the data from 13 weather stations around the lake clearly indicate a warming climate with the highest rates of temperature rise during the cold season of the year, especially in March (up to 1.2 °C/10 years). At the same time, annual and monthly atmospheric precipitation has reduced in recent years.

Correlating with the precipitation regime and temperature conditions, the variability of surface water inflow to the lake has increased, particularly in the recent decade, including the absolute maximum and minimum inflow values for all time since the damming of the lake by the Irkutsk Hydroelectric Power Station. During the study years, the inflow of surface waters to the lake and the runoff from it slightly decreased, while the evaporation from the surface of the water body, on the contrary, increased.

The water-level regime of Lake Baikal in 1980-2023 mainly corresponded to changes in the inflow and, in some years, was beyond the established range (456-457 m).

Together with air temperature, heating of the lake's water masses increased, especially at its northern end distinguished by the lower wind activity. The ice cover period has reduced due to later freezing of the lake and earlier ice breakup (up to 20 days).

The indicated features of the fluctuations in the components of the hydrometeorological regime are obviously affected by corresponding changes in the circulation climate-forming factors at Lake Baikal. Among them, the trends of increasing contribution of migratory cyclogenesis in the cold season of the year (October-March) and upper-level anticyclogenesis in the warm season (April-May) are the most obvious in the past decades. The frequency of blocking processes increased in the summer months, determining prolonged dry periods and more intense daily maximums of heavy rainfall.

If the observed the trends in the atmospheric heat and moisture near Lake Baikal maintain, the alteration of the water regime, as well as ice and thermal regime, will continue, changing the rates of various intrabasin processes and habitat conditions of Baikal biota.

Acknowledgements

The study is carried out within the State Assignment of LIN SB RAS No. 0279-2021-0004.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Fangfang Y., Livneh B., Rajagopalan B. et al. 2023. Satellites reveal widespread decline in global lake water storage. Sciens 380 (6646): 743–749. DOI: 10.1126/science.abo2812

Latysheva I.V., Loshchenko K.A., Vologzhina S.Zh. et al. 2025. Regional features of the modern climatic period in the Irkutsk region. Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya "Nauki o Zemle" [Bulletin of the Irkutsk State University. Series "Earth Sciences"] 51: 19–36. DOI: 10.26516/2073-3402.2025.51.19 (in Russian)

Semenova E.I., Soroka A.O., Nedbaev I.S. 2024. Spatial differentiation of forests of the constituent entities of the Russian Federation based on the author's methodology for assessing the level of adaptation to climate change. Lesotekhnicheskij zhurnal [Forestry Engineering journal] 1 (53): 16–34. DOI: 10.34220/issn.2222-7962/2024.1/2 (in Russian)

Shimaraev M.N., Kuimova L.N., Sinyukovich V.N. et al. 2002. Climate and hydrological processes in the lake basin Baikal in the twentieth century. Meteorologiya i gidrologiya [Meteorology and hydrology] 3: 71–78. (in Russian)

Shimaraev M.N., Troitskaya E.S. 2018. Trends in the change in the temperature of the upper water layer in the coastal areas of Lake Baikal in the modern period. Geografiya i prirodnye resursy [Geography and natural resources] 4: 95–104. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(95-104) (in Russian)

Sinha E., Michalak A.M., Balaji V. 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. Science 357: 405–408. DOI: 10.1126/science.aan2409

Sutyrina E.N. 2019. Modern trends in changing climatic conditions within the catchment area of Lake Baikal. Vestnik ZabGU [Bulletin of ZabSU] 25 (5): 49–55. DOI: 10.21209/2227924520192554955 (in Russian)

Third assessment report of climate change and its impacts on the territory of the Russian Federation. 2022. Saint Petersburg: High technology. (in Russian)

Vologzhina S.Zh., Gekova A.V., Latysheva I.V. et al. 2024. Spatio-temporal and geoecological features of the temperature regime in the Irkutsk region in the modern climatic period. Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya [Advances in modern natural science] 11: 22–29. DOI: 10.17513/use.38328 (in Russian)

Краткое сообщение

Особенности формирования гидрометеорологического режима озера Байкал в современный период

Синюкович В.Н.[1]*, Латышева И.В.[2], Вологжина С.Ж.[2], Лощенко К.А.[2], Макухин В.Л.[1,2]

[1] *Лимнологический институт, Сибирское отделение Российской академии наук, 2 Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия*
[2] *Иркутский государственный университет, Карла Маркса, 1, Иркутск, 664003, Россия*

АННОТАЦИЯ. Проанализированы основные особенности колебаний климата в районе оз. Байкал и элементов водного режима озера за 1980-2023 гг. Отмечено потепление климата с наиболее высокими темпами роста температур воздуха в холодный период года, а также усиление его засушливости, или уменьшение годовых и месячных сумм атмосферных осадков. В периоды выхода южных циклонов и развития термической и орографической облачности наблюдается рост пространственной неоднородности выпадения летних атмосферных осадков. В зимнее время при господствующем влиянии Азиатского антициклона данные различия становятся минимальными. В соответствии с климатическими изменениями трансформируется соотношение между компонентами водного баланса озера, определяя особенности сезонных и межгодовых колебаний его уровня. Для притока поверхностных вод в озеро и стока из него за рассматриваемые годы характерно некоторое снижение, в то время как испарение с поверхности водоема, наоборот, увеличилось. Повысился прогрев водных масс озера, в особенности его северной оконечности, отличающейся более низкой ветровой активностью. За счет более поздних сроков замерзания озера и более раннего освобождения ото льда до 20 дней сократился период ледостава. Отмечены климатические изменения циркуляционных факторов на Байкале, в том числе рост активности подвижного циклогенеза в холодный период года и высотного антициклогенеза – в теплый, где также возросла повторяемость блокирующих процессов.

Ключевые слова: температура воздуха, атмосферные осадки, речной приток, испарение, уровень

Для цитирования: Синюкович В.Н., Латышева И.В., Вологжина С.Ж., Лощенко К.А., Макухин В.Л. Особенности формирования гидрометеорологического режима озера Байкал в современный период // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 611-621. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-611

1. Введение

Текущее глобальное потепление, которое наиболее интенсивно происходит в азиатской части России (Третий оценочный…, 2022), характеризуется ростом повторяемости аномальных засушливых периодов и наводнений. Потепление усиливает угрозу эвтрофикации мировых водных ресурсов (Sinha et al., 2017) и сопровождается усыханием 53 % озер по всему миру, в том числе и во влажных регионах планеты (Fangfang et al., 2023). В Восточной Сибири и на Байкале, где темпы роста температуры воздуха особенно велики (Шимараев и др., 2002; Сутырина, 2019; Третий оценочный…, 2022), перестройка термического режима и элементов водного баланса озера повышают риски нарушения условий нормального функционирования экосистемы водоема и требуют постоянного гидрометеорологического мониторинга. Именно озерные экосистемы с большим видовым разнообразием и эндемиками отличаются высокой уязвимостью к изменениям климата (Семенова и др., 2024).

Меняющиеся климатические условия и гидроэнергетическое регулирование Байкала, осуществляемое с 1956 г., сопровождаются перестройкой уровенного режима озера, осложняя как проблемы использования его водных ресурсов, так и экологическую ситуацию на водоеме. Результаты оценки основных метеорологических параметров на территории Прибайкалья за последний климатический период (Латышева и др., 2025) указывают и на трансформацию циркуляционных факторов измене-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: sin@lin.irk.ru (В.Н. Синюкович)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ний климата в регионе, в том числе на тенденцию усиления вклада подвижного циклогенеза в холодный период года (октябрь-март) и высотного антициклогенеза в теплый (апрель-май). Отмечается рост повторяемости блокирующих процессов в летние месяцы, препятствующих образованию монгольских циклонов на полярной ветви высотной фронтальной зоны, при одновременном увеличении вероятности выпадения более интенсивных летних ливневых осадков на фоне более высоких дневных температур (Вологжина и др., 2024).

Целью настоящего исследования является составление характеристики современного гидрометеорологического режима оз. Байкал и особенностей его формирования на основе данных наблюдений прибрежных метеорологических станций и материалов по водному режиму озера, с привлечением сведений о климатических циркуляционных факторах.

2. Объект и методы исследования

Объект исследования – озеро Байкал, где в формировании водного и климатического режимов сказывается тесное взаимодействие крупномасштабных и региональных атмосферных процессов на фоне неоднородного рельефа, проявляющегося в развитии горно-долинной и бризовой циркуляции, локальных процессов цикло- и антициклогенеза, орографических форм облаков на наветренных склонах гор и иссушающего эффекта нисходящих потоков на подветренных склонах.

Изучение климатических особенностей озера Байкал осуществлялось на основе статистической обработки годовых и среднемесячных значений температуры воздуха и атмосферных осадков за 1980-2023 гг. по данным 13 метеорологических станций Росгидромета (Патроны, Култук, Байкальск, Хамар-Дабан, Большое Голоустное, Еланцы, Баргузинский заповедник, Большой Ушканий остров, Сарма, Хужир, Солнечная, Томпа, Нижнеангарск), расположенных на высотах от 459 (Большой Ушканий остров) до 1442 м (Хамар-Дабан) над уровнем моря.

Для оценки характеристик водного режима использованы данные Росгидромета по ежедневным средним уровням воды оз. Байкал, а также сведения Иркутского УГМС по элементам водного баланса озера.

Синоптические особенности формирования отдельных засушливых и многоводных периодов анализировались по оценке динамики атмосферных процессов у поверхности Земли и на уровнях изобарических поверхностей АТ-850 гПа (1.5 км), АТ-700 гПа (3 км), АТ-500 гПа (5 км) и АТ-300 гПа (9 км), отражающих условия приземного и высотного цикло- и фронтогенеза.

3. Результаты и обсуждение

Климат озера Байкал и его побережья имеет черты морского и характеризуется высокой внутрисезонной и пространственной изменчивостью, обусловленной совокупностью сочетаний орографических, гидрологических, циркуляционных и климатических условий. В исследуемый период среднегодовая температура воздуха на большинстве рассматриваемых метеорологических станций была положительной с максимальным значением 0.9 ˚С на южной оконечности озера (Байкальск). Отрицательные среднегодовые температуры воздуха характерны для метеостанций северной оконечности – Баргузинский заповедник (–2.7 ˚С), Большой Ушканий остров (–1.9 ˚С), а также высокогорной станции Хамар–Дабан (–1.9 ˚С).

В годовом распределении температур воздуха самым теплым месяцем на большинстве рассматриваемых станций является июль. На северном Байкале он смещен на август. Самым холодным месяцем года, как правило, является январь, за исключением Байкальска и Большого Ушканьего острова, где данный экстремум приходится на февраль. Абсолютный максимум температуры воздуха в рассматриваемый период варьирует от 23.3 ˚С (Большой Ушканий остров) до 30.5 ˚С (Еланцы), а абсолютный минимум от –27.4 ˚С (Большой Ушканий остров) до –38.3 ˚С (Баргузинский Заповедник). Годовая амплитуда температуры изменяется в пределах от 29.5 ˚С на высокогорной станции Хамар-Дабан до 37.3 ˚С на станции Еланцы.

Среднегодовое количество атмосферных осадков за рассматриваемые годы варьирует от 1381 мм на высокогорной станции Хамар-Дабан до 189 мм в Сарме (Рис. 1). Столь аномально высокое выпадение осадков на метеостанции Хамар-Дабан обусловлено не только ее большой высотой, но и расположением на наветренном склоне хребта и на пути движения влажных воздушных масс, поступающих при северо-западном ветре через исток Ангары.

В течение года максимальное количество атмосферной влаги выпадает преимущественно в июле, за исключением Сармы, где годовой максимум обычно приходится на август. В июле максимум осадков на станции Хамар-Дабан достигает 266 мм. У подножия хребта (Байкальск) количество осадков также велико и составляет 167 мм.

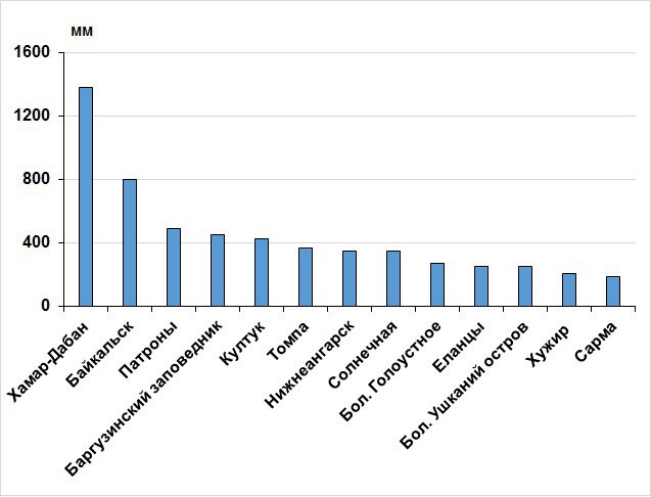


Рис.1. Среднегодовые суммы атмосферных осадков на метеостанциях.

Минимальные месячные суммы осадков чаще всего приходятся на февраль и варьируют от 22 (Сарма, Большое Голоустное, Большой Ушканий остров, Еланцы) до 32 мм (Хамар-Дабан).

Основная доля годового выпадения атмосферных осадков приходится на летний период, изменяясь от 38 (Баргузинский заповедник) до 67 % (Еланцы). Вклад осенних месяцев составляет от 16 (Большое Голоустное) до 34 % (Баргузинский заповедник), а зимних - от 4 (на большинстве байкальских станций) до 14 % (Баргузинский заповедник).

Годовая амплитуда сумм атмосферных осадков наибольших значений достигает в Хамар-Дабане (234 мм), Байкальске (153 мм), Култуке (106 мм) и Патронах (101 мм), а наименьших - в Сарме (47 мм), Хужире (53 мм) и Большом Голоустном (54 мм).

В исследуемый период темпы потепления климата на всех исследуемых станциях в среднем составляют 0.27-0.35 ˚С/10 лет, сопровождаясь сменой отрицательных среднегодовых значений температуры воздуха на положительные (Таблица 1). Особенно заметное повышение среднегодовых температур воздуха наблюдается в последние годы (2020-2023 гг.).

В январе-феврале самым теплым десятилетием является период 1990–1999 гг., а самым холодным 1980–1989 гг. Для марта характерна самая высокая скорость потепления (до 1.2 ˚С/10 лет), а в мае самая низкая (~ 0.2 ˚С/10 лет). В летне-осенний период и в декабре повышение среднемесячных температур воздуха происходит со средней скоростью 0.3–0.5 ˚С/10 лет.

Потепление в рассматриваемые годы сопровождается незначительным уменьшением среднегодовых сумм выпавших осадков (Рис. 2) на большинстве станций в основном за счет последних лет.

Максимальное среднегодовое количество выпадения влаги приходится на 1990-2009, а минимальное – на 2010-2023 гг. В январе максимальное количество осадков наблюдалось в 1980-1989 и 2010-2019 гг., а в феврале и в весенние месяцы – в 2000-2009 и 2010-2019 гг. Летом наиболее дождливыми были 1980-1989 и 2000-2009 гг., осенью – 1990-1999 и 2000-2009 гг.

В соответствии с охарактеризованными колебаниями температуры воздуха и условиями увлажнения определенную трансформацию претерпевает и формирование элементов водного баланса оз. Байкал, его ледово-термического режима и уровня, определяющих функционирование всей экосистемы озера. В самом начале расчетного периода увлажненность в бассейне Байкала была пониженной, что стало причиной низкого притока речных вод в озеро (Рис. 3) и привело к аномальному снижению его уровня (до 455.27 м ТО в апреле 1982 г.). В целом многолетние изменения притока достаточно хорошо согласуются с колебаниями уровня озера, а через них и со стоком р. Ангары. В расчетный период годовой приток в озеро изменялся от 42.5 (2017 г.) до 93.1 (2021 г.) км^3 при среднем значении 62.8 км^3. Отмеченные экстремумы являются абсолютными за все годы с начала зарегулирования озера плотиной Иркутской ГЭС, а кроме того, приходятся на последние 10 лет.

Сток из озера в период 1980-2023 гг. изменялся в близких пределах – от 40.6 км^3 в 2016 г. до 80.6 км^3 в 2021 г. при средней величине 57.8 км^3. Несмотря на искусственное регулирование стока его связь с притоком остается достаточно тесной и по коэффициенту корреляции составляет 0.68 (в естественных условиях 0.88).

Среднее годовое количество выпавших на водную поверхность Байкала осадков за указанные годы составляет 12.3 км^3 с размахом колебаний от 9,3 до 6,1 км^3. При этом, несмотря на периодические продолжительные засушливые периоды и отрицательные тренды по метеостанциям, многолетняя тенденция снижения сумм выпавших осадков на акваторию озера практически не выражена.

Испарение с водной поверхности озера, в отличие от осадков, с потеплением заметно возрастает. Его среднее значение за рассматриваемые годы составляет 15.5 км^3 в год с колебаниями от 11.0 до 19.4 км^3 в год.

Таблица 1. Среднегодовые температуры воздуха (˚С) по десятилетиям

Станция/годы	1980-1989	1990–1999	2000-2009	2010-2019	2020-2023
Патроны	–1.0	0.1	0.1	0.3	0.9
Култук	–0.2	0.7	0.7	0.7	1.1
Байкальск	0.5	1.2	0.9	0.9	1.3
Хамар-Дабан	–2.6	–1.7	–1.7	–1.8	–1.5
Большое Голоустное	–0.3	0.7	0.6	0.8	1.1
Еланцы	–0.4	0.2	0.3	0.6	0.8
Сарма	–0.1	0.6	0.4	0.9	1.1
Хужир	–0.4	0.0	0.3	0.7	1.0
Бол. Ушканий остров	–1.0	–0.3	–0.6	–0.1	0.1
Солнечная	–1.4	–0.6	–0.7	–0.3	–0.4
Баргузинский Заповедник	–3.3	–2.3	–2.8	–2.6	–2.0
Томпа	–2.9	–2.0	–2.0	–1.9	–1.4
Нижнеангарск	–2.5	–1.5	–1.8	–1.1	–1.0

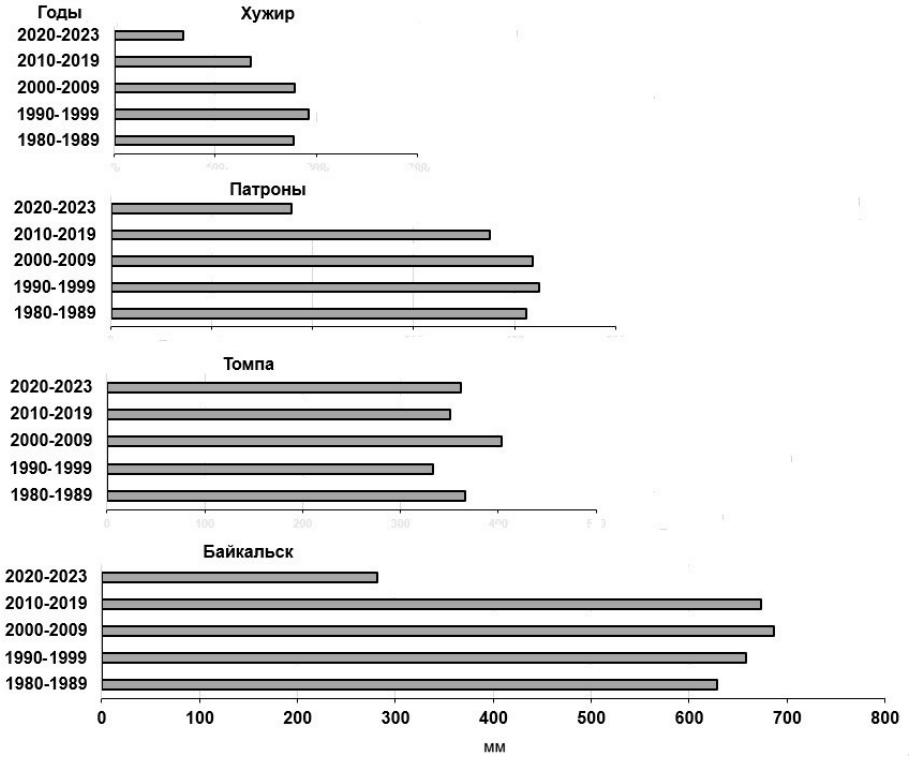


Рис.2. Средние годовые сумма осадков на отдельных станциях по десятилетиям.

Следует отметить, что для многолетних колебаний притока и стока характерна слабая тенденция снижения со скоростью около 1.3-1.5 км^3 за 10 лет. Испарению же, наоборот, присуща тенденция роста со средней скоростью 0.5 км^3 за 10 лет.

Колебания уровня Байкала в 1980-2023 гг., в основном следуя изменениям притока, характеризуются крайне низкими значениями в начальный период и в 2014-2017 гг. Упомянутая выше минимальная отметка уровня 1982 г. является рекордно низкой за все годы зарегулирования озера. Рекордным является и максимальный уровень 1988 г., составляющий 457.42 м. Выход уровня озера в маловодные и многоводные периоды за пределы нормативных значений (456-457 м) осложняет проблемы использования его водных ресурсов.

Повышение температуры воздуха на Байкале отразилось на тепловом режиме озера и сроках ледовых явлений. В течение XX века период ледостава сократился на 18 суток (Шимараев и др., 2002) за счет более поздних сроков замерзания озера (на 11 суток) и более раннего освобождения

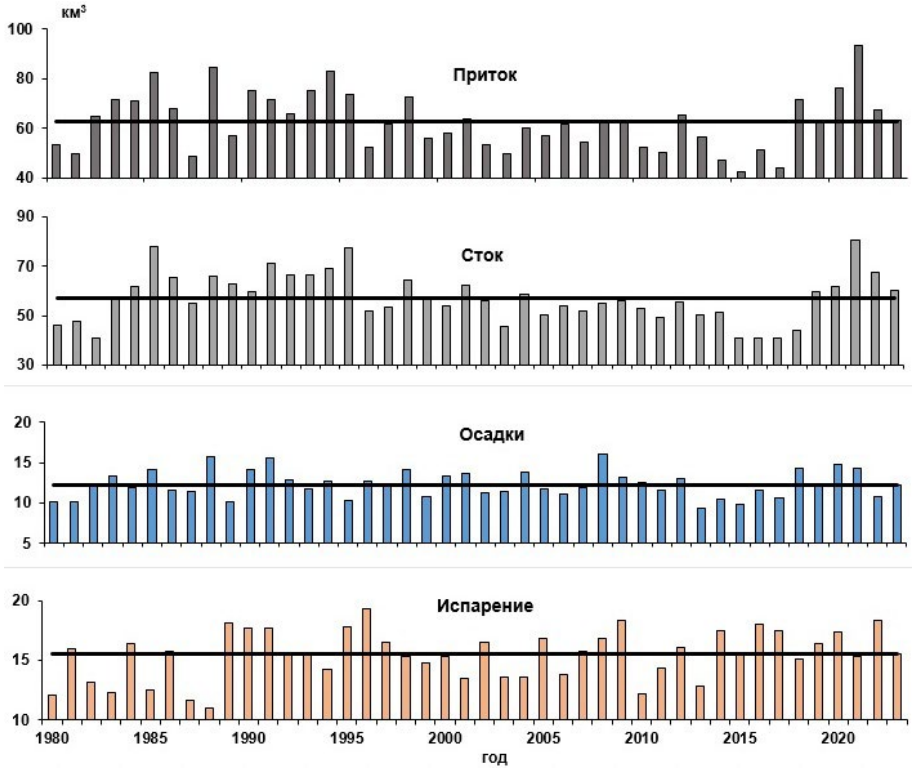


Рис.3. Динамика колебаний элементов водного баланса. Прямая линия – среднее значение.

ото льда (на 7 суток). Такая «асимметрия» сдвигов объясняется более значимым потеплением в ноябре-декабре при установлении ледостава озера (на 1.6 ˚С), чем в апреле-мае во время его разрушения (на 0.9 ˚С). К настоящему времени смещение сроков замерзания и вскрытия Байкала увеличилось незначительно из-за снижения темпов потепления в 1990-х гг. Прогрев же водной толщи озера на фоне потепления протекает в отдельных котловинах по-разному. По данным (Шимараев и Троицкая, 2018) повышение поверхностной температуры воды в Южном Байкале с 1970 г. в среднем составляет 0.32 ˚С за 10 лет, тогда как в средней котловине этот показатель достигает 0.50, а в северной 0.54 ˚С/10 лет. Более значительный прогрев поверхностного слоя воды в северной котловине обусловлен более низкой ветровой активностью в этой части озера. Следует отметить, что в 1994-2016 гг. тренд летней температуры воды в Северном Байкале составлял около 1.4 ˚С/10 лет.

Рассмотренные особенности колебаний элементов гидрометеорологического режима озера вызваны определенными изменениями циркуляционных процессов в атмосфере. Для Сибири и Байкала наиболее заметными среди них в последние десятилетия являются тенденции усиления вклада подвижного циклогенеза в холодный период года (октябрь-март) и высотного антициклогенеза в теплый период (апрель-май). В зимние месяцы на юге Прибайкалья увеличилась вероятность выходов монгольских и атлантических циклонов с интенсивными и нередко продолжительными волнами тепла и холода, усиливающими контрастность погодных условий в регионе. Возросшая повторяемость блокирующих процессов в летние месяцы все чаще препятствует образованию монгольских циклонов на полярной ветви высотной фронтальной зоны, где благодаря адвекции тепла ослабевают горизонтальные температурные контрасты. Как следствие, уменьшается бароклинность в значительной толще тропосферы как один из основных факторов формирования и развития внетропических циклонов. В то же время на фоне более высоких дневных температур летом возрастает вероятность выпадения более интенсивных ливневых осадков (Вологжина и др., 2024).

4. Заключение

Современные климатические особенности оз. Байкал по данным 13 метеорологических станций вокруг озера однозначно свидетельствуют о потеплении климата с наиболее высокими темпами роста температур в холодный период года, в особенности в марте (до 1.2 ˚С/10 лет). Одновременно с этим в последние годы происходит уменьшение годовых и месячных сумм атмосферных осадков.

В соответствии с режимом выпадения осадков и температурными условиями усилилась вариабельность притока поверхностных вод в озеро, в особенности в последние 10 лет, на которые приходятся абсолютные максимальные и минимальные значения приточности за все время с начала зарегулирования озера плотиной Иркутской ГЭС. Для притока поверхностных вод в озеро и стока из него за рассматриваемые годы характерно некоторое снижение, в то время как испарение с поверхности водоема, наоборот, увеличилось.

Уровенный режим Байкала в 1980-2023 гг. в основном соответствовал изменениям притока и в отдельные годы сопровождался выходом отметок уровня за пределы установленного метрового диапазона (456-457 м).

Вместе с температурой воздуха повысился прогрев водных масс озера, в особенности его северной оконечности, отличающейся меньшей ветровой активностью. За счет более поздних сроков замерзания озера и более раннего его освобождения ото льда до 20 дней сократился период ледостава.

Отмечаемые особенности колебаний элементов гидрометеорологического режима озера обусловлены, очевидно, соответствующими изменениями циркуляционных климатообразующих факторов на Байкале. К наиболее заметным из них в последние десятилетия относятся тенденции усиления вклада подвижного циклогенеза в холодный период года (октябрь-март) и высотного антициклогенеза в теплый период (апрель-май). Возросла повторяемость блокирующих процессов в летние месяцы, определяющая продолжительные засушливые периоды и более интенсивные суточные максимумы ливневых осадков.

При сохранении наблюдаемых тенденций в изменениях тепло- и влагосодержания атмосферы вблизи оз. Байкал, очевидно, будет продолжаться перестройка водного и ледово-термического режимов озера, изменяющих скорость различных внутриводоемных процессов и условия обитания байкальской биоты.

Благодарности

Исследования выполнены в рамках государственного задания ЛИН СО РАН по теме № 0279-2021-0004.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Вологжина С.Ж., Гекова А.В., Латышева И.В. и др. 2024. Пространственно-временные и геоэкологические особенности температурного режима в Иркутской области в современный климатический период. Успехи современного естествознания 11: 22–29. DOI: 10.17513/use.38328

Латышева И.В., Лощенко К.А., Вологжина С.Ж. и др. 2025. Региональные особенности современного климатического периода в Иркутской области. Известия Иркутского государственного университета. Серия «Науки о Земле 51: 19–36. DOI: 10.26516/2073-3402.2025.51.19

Семенова Е.И., Сорока А.О., Недбаев И.С. 2024. Пространственная дифференциация лесов субъектов Российской Федерации на основе авторской методики оценки уровня адаптации к изменениям климата. Лесотехнический журнал 1 (53): 16–34. DOI: 10.34220/issn.2222-7962/2024.1/2

Сутырина Е.Н. 2019. Современные тенденции изменения климатических условий в пределах водосбора оз. Байкал. Вестник ЗабГУ 25 (5): 49–55. DOI: 10.21209/2227924520192554955

Третий оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Общее резюме. 2022. Санкт-Петербург: Наукоемкие технологии.

Шимараев М.Н., Куимова Л.Н., Синюкович В.Н. и др. 2002. Климат и гидрологические процессы в бассейне оз. Байкал в XX столетии. Метеорология и гидрология 3: 71–78.

Шимараев М.Н., Троицкая Е.С. 2018. Тенденции изменения температуры верхнего слоя воды на прибрежных участках Байкала в современный период. География и природые ресурсы 4: 95–104. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(95-104)

Fangfang Y., Livneh B., Rajagopalan B. et al. 2023. Satellites reveal widespread decline in global lake water storage. Sciens 380 (6646): 743–749. DOI: 10.1126/science.abo2812

Sinha E., Michalak A.M., Balaji V. 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. Science 357: 405–408. DOI: 10.1126/science.aan2409

Silica in sapropel sediments of small lakes across different landscape zones in the south of Western Siberia

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Strakhovenko V.D.*, Ovdina E.A., Malov G.I., Malov V.I., Danilenko I.V.

V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, 3 Akad. Koptyug Prospect, Novosibirsk, 630090, Russia

ABSTRACT. Using IR-spectroscopy, the ratio of biogenic to silicate (terrigenous) silica was determined in small lakes of the Baraba Lowland, located in different landscape zones of the south of Western Siberia. These lakes exhibit substantially differing hydrochemical water parameters and sapropel composition. It was established that in sapropel deposits across all landscape zones, regardless of sapropel type, class, or genetic kind, the content of biogenic SiO_2 (SiO_2bio) ranges from 12% to 29% of the total silica content (siliceous sapropel: 12–29%; calcareous sapropel: 13–25%; mixed sapropel: 12–29%).

Keywords: biogenic silica, silicate (terrigenous) silica, sapropel sediments, small lakes, Western Siberia

For citation: Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov G.I., Malov V.I., Danilenko I.V. Silica in sapropel sediments of small lakes across different landscape zones in the south of Western Siberia // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 622-634. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-622

1. Introduction

Analysis of the chemical composition of sapropels and the mechanisms governing their property manifestations, depending on interactions between organic and mineral sediment components — including specific behavior patterns of SiO_2 — holds significant scientific and practical interest. These investigations are essential both for addressing paleolimnological questions and developing rational environmental management approaches.

Silicon, being the second most abundant element in the Earth's crust, exhibits limited mobility in aquatic environments due to the low solubility of silicate minerals. In the hydrosphere, it occurs predominantly in two forms: dissolved (various species of silicic acids) and suspended (colloidal-sized solid particles comprising silicate minerals and silica). Despite relatively low concentrations in water, silicon plays a fundamental role in aquatic ecosystem functioning as an essential nutrient for numerous aquatic organisms.

The structure of aquatic communities and species diversity can vary significantly even among closely located lakes, owing to differential contributions of organism groups to organic matter formation (Zarubina, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Sharov, 2017). The highest productivity occurs in water bodies of humid zones (taiga landscapes), where organic accumulation processes dominate over decomposition (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016). Bacteria, phytoplankton, zooplankton, and phytobenthos constitute primary contributors to sedimentary organic matter (Zarubina, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Sharov, 2017; Smelyi et al., 2020). In Siberian lake sediments, diatoms represent a significant phytoplankton component, with their frustules containing biogenic silica. Submerged hydrophytes and emergent vegetation serve as secondary sources of biogenic silica in bottom sediments (Schoelynk et al., 2010; Zarubina, 2013; Helmond et al., 2015; Yermolaeva et al., 2016).

Contemporary research utilizes the distribution of diatom algae and biogenic silica concentrations in lake sediments to reconstruct environmental changes and date climatic stages (e.g., in Lakes Baikal, Onego, and Ladoga) (Kuz'min et al., 2014; Nazarova et al., 2020). The applied significance of studying biogenic silica accumulation in organic-mineral sediments (sapropels) lies in its role as a source of silicon compounds when used as fertilizer. These compounds enhance soil structure, increase fertility, and promote environmentally sustainable agricultural production (Perry and Keeling-Rucker, 2000; Goleva, 2004; Mitani and Ma, 2005). Additionally, sapropel resources exhibit high therapeutic efficacy as medicinal muds due to their unique microbial composition and colloidal texture, making them promising for medical applications (Avvakumova, 2002; Kholopov et al., 2003).

*Corresponding author.
E-mail address: strahova@igm.nsc.ru (V.D. Strakhovenko)

Received: June 24, 2025; ***Accepted:*** August 06, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

The aim of the work is to identify the role of interaction between organic and mineral phases SiO_2 in the formation of the properties of sapropels, which determine their value as paleoarchives for paleolimnological reconstruction and the development of technologies for rational nature management (fertilizers, therapeutic muds).

2. Objects, Materials and Methods

The object of the study is the bottom sediments of small lakes in the south of Western Siberia.

The studied small lakes of the Baraba Lowland (southern Western Siberia) span southern taiga, subtaiga, forest-steppe, and steppe landscapes. They exhibit substantial variability in hydrochemical parameters and sapropel composition depending on origin, even within single landscape units (Strakhovenko et al., 2019; 2023; Taran et al., 2018). Based on biological contribution to sapropel formation, organic/mineral content, and geochemical composition, 19 lakes were selected as model objects from 96 candidate lakes across landscape zones for detailed analysis of organic-mineral interactions in sediments. These lakes underwent quantitative assessment of biogenic silica in the core of sapropel deposits from depths of 0-5 cm, 10-15 cm, 20-25 cm using IR-spectroscopy (Table 1).

The selected lakes represent diverse biogenetic formation types and classes of organic-mineral bottom sediments. The classification by type is based on ash content (%): organogenic ($\leq$30%), organic-mineral (31-50%), and mineral-organogenic (51-70%). By Si/Ca ratio, they are divided into three classes: siliceous (Si > Ca), calcareous (Ca > Si), and mixed (Si~Ca). Based on the dominant biomass group, sediments are categorized as planktonic, macrophytic, and planktonic-macrophytic (Table 1) (Strakhovenko et al., 2019).

According to data from our hydrobiologist colleagues N.I. Yermolaeva and E.Yu. Zarubina (Institute for Water and Environmental Problems SB RAS), who participated in joint expeditions to the studied lakes, diatoms constitute a significant portion of phytoplankton in Siberian lake sediments, with their frustules containing biogenic silica. The secondary sources of biogenic silica in bottom deposits are submerged hydrophytes and emergent vegetation, with the most productive communities being: for macrophytic vegetation - Lakes Kachkulnya and Bol. Kurgan; for phytoplankton - Lakes Barchin, Kajly, Bugristoe, and Minzelinskoe; for zooplankton - Lakes Bol. Kurgan, Suetok, Bugristoe, Kajly, and Kambala. The highest percentage of biotic contribution to sapropel formation was observed in Lakes Suetok, Bol. Kurgan, Kambala, Yargol, Bol. Kajly, Yakovo, Sarbalyk, and Peschanoe. The flux of autochthonous organic matter ranges from 3% to 42% of the total sedimentation flux, with the remaining balance components consisting of redeposited detritus from previous years, along with mineral and organic matter inputs from the catchment area (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016).

Table 1. Lake geographic coordinates, sapropel sediment classification (type/class/genetic kind), and biogenic/total SiO_2 content (%).

Lake	Location		Ash content (%)	Type and genetic kind of sapropel	Sapropel class	Si mg/L	SiO_2 bio	SiO_2 total	SiO_2bio/ SiO_{2total} (%)	% of the biotic component in sedimentation flow*
	Lat. N	Lon. E								
Kachkulnya	55.24736	80.58445	17	O, (M)	Si > Ca	12	3	12	25	n.d.
Yakovo	56.75718	84.77	16	O, (P)	Si > Ca	9	5	26	19	52
Yargol	55.60186	78.36239	35	OM, (M)	Si~Ca	11.9	5	17	29	29.7
Minzelinskoe	55.34390	83.16070	45	OM, (M)	Si~Ca	10	4	16	25	3.0
Bol. Kurgan	55.57335	78.68706	44	OM, (PM)	Si > Ca	5	5	29	17	21.2
Barchin	55.71126	78.14488	40	OM, (PM)	Ca > Si	12.3	3	11	27	12.7
Peschanoe	55.41133	78.34677	40	OM, (PM)	Ca > Si	4.9	2	15	13	45.7
Bol. Kajly	55.41619	78.30154	48	OM, (PM)	Si~Ca	5.7	5	24	21	70.5
Tsybovo	55.30673	77.58808	48	OM, (PM)	Si > Ca	9	5	30	17	36.8
Sarbalyk	55.55642	78.71511	49	OM, (PM)	Si > Ca	2.1	4	32	13	62.6
Kajly	55.6234	78.27348	55	MO, (PM)	Si~Ca	0.5	3	25	12	21.0
Shchuchye-K	56.53948	76.459901	51	MO, (PM)	Si~Ca	3.6	2	11	18	n.d.
Kambala	55.67543	78.20223	56	MO, (PM)	Si > Ca	4.2	6	34	18	30.8
Bergul	55.60488	78.26114	65	MO, (PM)	Si~Ca	0.2	5	30	17	35
Krugloe	56.75	84.7057	59	MO, (P)	Si > Ca	4	6	40	15	28
Suetok	55.53868	78.56039	59	MO, (PM)	Si > Ca	5	6	46	13	42.0
Mostovoe	55.45831	78.204767	61	MO, (PM)	Si~Ca	10.1	6	22	27	39.0
Bilgen	55.55698	78.62695	68	MO, (PM)	Si > Ca	0.5	5	40	13	21.2
Shchuchye-L	56.40868	76.6533	59	MO, (PM)	Ca > Si	4.2	2	8	25	n.d.

Note. Types: O – organogenic, OM – organic-mineral, MO – mineral-organogenic; Classes: Si > Ca – siliceous, Ca > Si – calcareous, Si~Ca – mixed; Genetic kinds (according to data from N.I. Ermolaeva and E.Yu. Zarubina): (P) – planktonic; (M) – macrophytic; (PM) – planktonic-macrophytic; n.d. – no data.

Analytical studies were carried out in the Analytical Centre for Multi-Elemental and Isotope Research of the SB RAS (IGM SB RAS, Novosibirsk). Si in water were determined via atomic absorption using a Solaar M6 instrument equipped with a Zeeman and deuterium background corrector (Thermo Electron, USA). A detailed study of the structural features, the morphology at the level of individual mineral grains of the bottom sediment was carried out using scanning electron microscope (Mira 3 Tescan, Tescan, Czech Republic). The specific modification of the equipment used an Si(Li) energetic detector, enabling quantitative chemical analysis to be carried out on micro volumes. To determine the chemical composition of bottom sediments (Na_2O, MgO, Al_2O_3, SiO_2, P_2O_5, K_2O, CaO, TiO_2, MnO, Fe_2O_3), X-ray fluorescence spectrometry was performed using an ARL-9900-XP spectrometer (Applied Research Laboratories, USA). X-ray diffraction (XRD) analysis was conducted on an ARL X'TRA diffractometer with Cu Kα radiation.

To ensure the required particle size for shooting IR spectra, the analyzed samples and pure substances for standard mixtures were thoroughly ground manually in an agate mortar for 20 min. The time was selected based on our own experiments and literature data. Grinding was carried out in ethyl alcohol to avoid profound changes in the structural state of the minerals. Then, weighed portions (3 mg) of the analyzed sediments and standards were thoroughly mixed (without grinding!) with potassium bromide (800 mg) for 7 min. This time is sufficient to achieve maximum homogenization of the mixture, which is confirmed by the constancy of the spectrophotometer readings when rotating the tablet with the sample by 90° in the radiation beam. The tablets were prepared by pressing the homogeneous mixture in a vacuum press form and stored in a desiccator over P_2O_5. The spectra were recorded on a Specord 75 IR dual-beam spectrophotometer in the range of 400-4000 cm^{-1}, with a pure KBr tablet in the reference channel. The recording was carried out in transmission. To obtain a digital image, the spectra were recorded on a VERTEX spectrometer70 FTIR from Brooker. To improve the accuracy of the analysis, the spectrum in the region of analytical bands (600-900 cm^{-1}) was recorded with stretching along the abscissa axis. For quantitative assessment of biogenic silica, we exploited the distinct shape of its 800 cm^{-1} absorption band compared to the interfering quartz band. The latter exhibits a narrow profile with a sharply declining high-frequency wing beyond 820 cm^{-1}. In contrast, the biogenic silica band is broad, dome-shaped, and its high-frequency wing decreases only toward 860 cm^{-1}, remaining unobscured in the 820-860 cm^{-1} region. Spectra were digitized using a VERTEX 70 FT-IR spectrometer (Bruker). The band shape in this spectral region (825-850 cm^{-1}) for pure biogenic silica allows effective linear approximation. This enables determination of the band maximum position in sediment spectra where it is not explicitly resolved, using reference spectra of pure biogenic silica (SiO_2bio). Through these calculations, the implicit SiO_2bio band maximum is identified in sample spectra, and its concentration is quantified via calibration curves.

3. Results and Discussion

The waters of the studied lakes are predominantly fresh, bicarbonate, with variations from calcium to sodium, alkaline, with pH values from 7.1 (oz. Yakovo) to 10 (Lake Peschanoe). The Eh index of water in all the studied lakes is positive from 287 mV (Lake Chistoe) to 375 mV (Lake Bergul). The content of oxygen dissolved in water is 5-12 mg/dm3, the concentration of organic substances is 4.54 – 8.32 mg/dm3. The lakes (Tsybovo, Chistoe) with values of total mineralization from 1 to 3 g/l, they are brackish and one lake is salty (Lake Peschanoe (3.3 g/l)) (Strakhovenko et al., 2019; 2023). The source of dissolved silicon entering the lake are silicate minerals (feldspars, micas) from the loams of the drainage basin (Table 1).

Mineralogical analysis of the studied lake sediments using SEM and XRD established that alongside detrital minerals (allothigenic component) with consistent composition across lakes (quartz, feldspars, muscovite, illite (XRD diffractograms are mica), chlorite), various authigenic minerals accumulate in order of prevalence: pyrite (all lakes), carbonates (in calcareous and mixed sapropel classes), barite (trace amounts in all lakes), and gypsum (minor content in Lake Tsybovo) (Strakhovenko et al., 2014; 2019; 2023). In calcareous and mixed-class sapropel deposits of the studied lakes, authigenic carbonates are represented by low-Mg calcite or calcite. Among low-Mg calcite precipitates, either ultrafine crystals (≤2 μm) or phytomorphs—pseudomorphs after plant residues, animal remains, or fecal pellets—predominate. Calcite aggregates typically form large crystals (100 μm) with rhombohedral and scalenohedral habits (sometimes zoned), creating clusters of 100-1000 μm. Aragonite overwhelmingly dominates shell material frequently present in varying amounts within lake sediments. Pyrite precipitates (up to 5% of total mineral composition) were identified in the uppermost sediment layers of all lakes as framboids (≤0.01 mm) and their aggregates, along with individual crystals of diverse habits (2-10 μm).

XRD patterns of sapropels from all lakes exhibit a prominent amorphous halo with maximum intensity at approximately 2Θ Cu Kα. The intensity of this amorphous halo correlates with organic carbon content and/or diatom frustule concentration (amorphous silica), as shown in Figure 1.

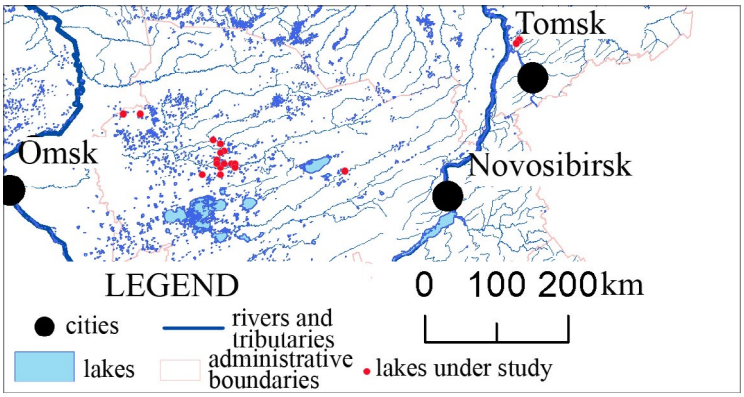


Fig.1. A map of the actual material.

According to hydrobiological data, sapropel composition across all studied lakes from different landscape zones of southern Western Siberia is determined by species diversity and biota productivity. Sources of autochthonous organic matter include primary producers: either phytoplankton (planktonic species), or macrophytes (macrophytic species), or both together (planktonic-macrophytic species) (Table 1) (Zarubina, 2013; Yermolaeva et al., 2016). In all lakes, particularly those with siliceous and mixed sapropel classes, diatoms constitute a significant portion of phytoplankton, their frustules containing biogenic silica (Fig. 2). Taiga zone lakes (e.g., Yakovo, Krugloe, Shchuchye-K, Shchuchye-L) show limited macrophyte development. Forest-steppe "macrophyte lakes" exhibit dense vegetation coverage (30-90% of surface area) with floating-mat, floating-swamp, or marginal reed types, dominated by emergent vegetation with subordinate submerged forms (Zarubina, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016). These hydrophytes, particularly emergent vegetation, serve as secondary biogenic silica sources to sediments (Zarubina, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Strakhovenko et al., 2019) through the formation of biogenic silica phytomorphs after plant detritus—the most common macrophyte fossilization pathway (Fig. 2).

In his publications, academician G.A. Zavarzin demonstrated that the transformation of organic matter occurs most actively in the aqueous and colloidal fractions of sapropel deposits. Here, fermentation and degradation processes take place depending on the substances' resistance to oxidation (Zavarzin, 2004; Romankevich et al., 2009). Ultimately, these processes determine the distinct composition of each lake's sapropel deposit. When processing sapropel into products, knowledge of its fundamental characteristics is essential, necessitating detailed investigation for each specific lake. To identify factors influencing biogenic silica accumulation and distribution in the studied sapropel sediments, quantitative assessment was performed.

Quantitative data on biogenic silica content in the studied sapropel deposits of small lakes are presented in Table 1 and illustrated for Lake Mostovoe in (Figure 3a) and Figure 3b shows a graph comparing the concentration of Si in water and the content of biogenic silica from the total mass of its gross composition in the bottom sediment (%).

According to analytical data, the concentration of Si in water varies widely from 0.2 to 12.3 mg/l, and biogenic silica content in the sapropel deposits of the studied lakes ranges from 2% to 6% of the total non-hydrolyzable sediment fraction. Across sapropel types, total SiO_2 content naturally increases with higher ash content from organogenic to mineral-organogenic types, varying as follows: organogenic – 7-26% of mineral sediment fraction; organic-mineral – 11-32%; mineral-organogenic – 8-46%. Meanwhile, biogenic silica consistently constitutes 2-6% of the non-hydrolyzable fraction regardless of sapropel type. As expected, maximum total SiO_2 content (46% of mineral fraction) occurs in siliceous-class sapropel (Lake Suetok), where biogenic silica reaches 6%. Minimum values (8% total SiO_2) characterize calcareous-class deposits (Lake Shchuchye-L), with biogenic silica at 2%. For different genetic kinds, biogenic silica concentrations vary within identical ranges (Table 1). An increase in the amount of silicon concentration in water correlates with an increase in the proportion of biogenic silica ($SiO_{2\ bio}$) of the total silica content in the bottom sediment (Fig. 3b). At the same time, our research revealed a key pattern: in sapropel deposits of southern Western Siberian lakes, the proportion of biogenic silica (SiO_2bio) demonstrates remarkable stability, constituting 12-29% of total silica content. This feature persists regardless of the lake's landscape zone, sapropel type, class, or genetic kind, despite significant fluctuations in total silica within the mineral sediment fraction. The presence of diatom frustules and macrophyte remnants in modern sediments indicates the preservation of their unique properties as natural sorbents,

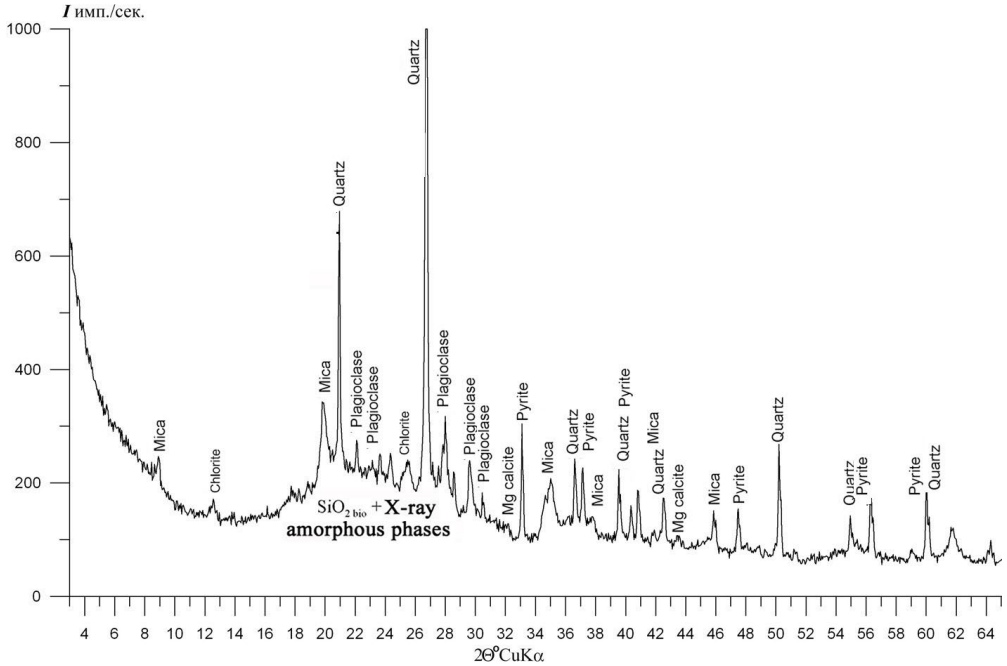


Fig.2. X-ray diffractogram of bottom sediments in Lake Kambala.

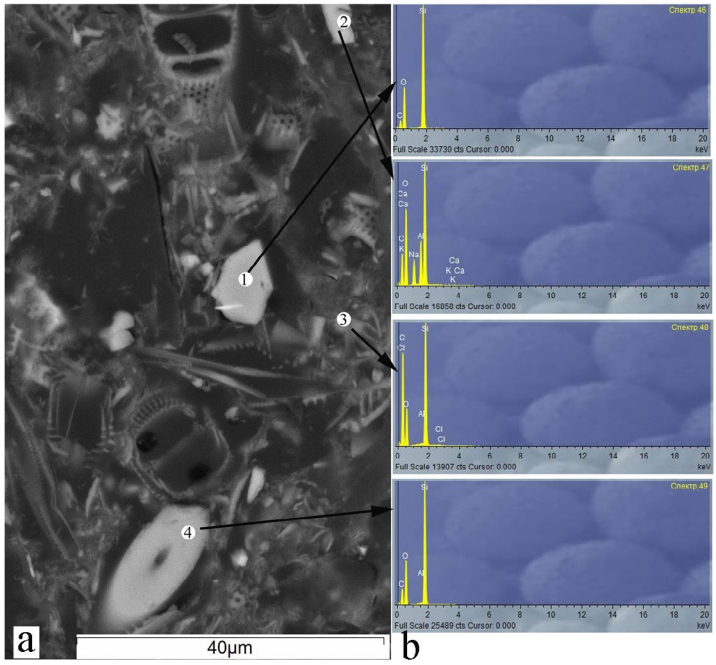


Fig.3. (a) BSE-SEM image (SEM Mira 3 Tescan) and (b) SEM quantitative chemical analysis spectrum of bottom sediments from Lake Bol. Kurgan (organic-mineral; siliceous; planktonic-macrophytic sapropel). Mineral grains of terrigenous fraction: 1 – angular quartz grain; 2 – elongated andesine grain; 3 – diatom frustules ($mSiO_2 \cdot nH_2O$); 4 – phytomorphic biogenic silica after macrophytes ($mSiO_2 \cdot nH_2O$).

along with abundant colloids and fine particles within the studied sapropel deposits. Possessing high moisture capacity and adsorption capacity, such bottom sediments are the basis for the production of sorbents, which are in demand in various fields, including water treatment, agriculture and the production of building materials (Skubiszewska-Zięba et al., 2012; Anil et al., 2014). For example, sapropel lake Peschanoe is actively mined and used for the production of organic drainage complex, bioadditives in the cattle farming.

4. Conclusions

It has been established that in sapropel deposits across all landscape zones, regardless of sapropel type, class, or genetic kind, SiO_2bio content constitutes 12-29% of total silica (siliceous: 12–29%; calcareous: 13–25%; mixed: 12–29%). This consistency stems from significant contributions of either diatom frustules and/or SiO_2 pseudomorphs after macrophyte mortmass, which supplement detrital quartz, feldspars, and micas in all lakes.

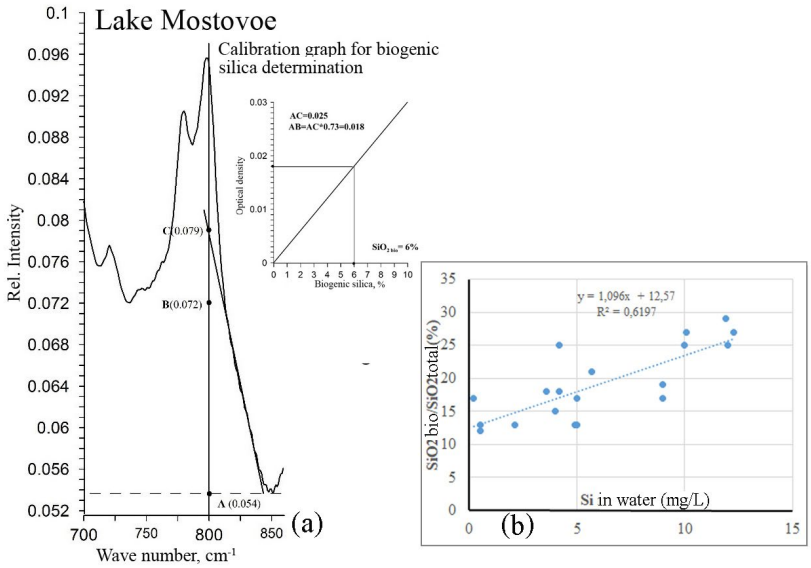


Fig.4. (a) IR-spectrum of sapropel from Lake Mostovoe showing the diagnostic band at ~800 cm^{-1} and calibration curve for quantitative determination of pure biogenic silica; (b) - graph of the ratio of Si concentrations in water and the content of biogenic silica from the total mass of its gross composition in the bottom sediment.

Such stability in SiO_2bio proportions indicates fundamental biogeochemical consistency throughout the region, reflecting a self-regulating equilibrium in biogenic silica accumulation mechanisms and functional autonomy of the biological silicon cycle from mineral sources.

Acknowledgments

Work is done on state assignment of IGM SB RAS (№ 122041400193-7) with financial support from the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Anil U.E., Al E., Kayaci K. et al. 2014. Fabricating of diatomite based ceramic water filter by a novel casting method. Advances in Science and Technology 91: 48–53. DOI: 10.4028/ URL: www.scientific.net/ast.91.48

Avvakumova N.P. 2002. Biochemical aspects of the therapeutic effectiveness of humic acids of therapeutic mud. Samara: The Ministry of Healthcare grew Russian Federation, Samara State Medical University un-t. (in Russian)

Goleva A.A. 2004. Biogeochemistry of amorphous silica in plants and soils. In: Glazovsky N.F. (Ed.), Soils, biogeochemical cycles, and the biosphere. Moscow, pp. 137–159. (in Russian)

Helmond N.A.G.M., Hennekam R., Donders T.H. et al. 2015. Marine productivity leads organic matter preservation in sapropel S1: palynological evidence from a core east of the Nile River outflow. Quaternary Science Reviews 108: 130–138. DOI: 10.1016/j.quascirev.2014.11.014

Kholopov A.P., Shashel V.A., Perov Yu.M. et al. 2003. Mud treatment. Krasnodar: Periodicals of Kuban. (in Russian)

Kuz'min M.I., Bychinskii V.A., Kerber E.V. et al. 2014. Chemical composition of sediments in baikal deep-water boreholes as a basis for reconstructions of climatic and environmental changes. Russian Geology and Geophysics 55 (1): 1–17. DOI: 10.1016/j.rgg.2013.12.001

Lectures on natural microbiology. 2004. In: Zavarzin G.A. (Ed.). Moscow: Nauka Publ. (in Russian)

Mitani N., Ma J.F. 2005. Uptake system of silicon in different plant species. Journal of Experimental Botany 56 (414): 1255–1261.

Nazarova L., Syrykh L.S., Mayfield R. et al. 2020. Palaeoecological and palaeoclimatic conditions on the Karelian Isthmus (northwestern Russia) during the Holocene. Quaternary Research 95: 65–83. DOI: 10.1017/qua.2019.88

Perry C.C., Keeling-Rucker T. 2000. Biosilicification: the role of the organic matrix in structure control. Journal of Biological Inorganic Chemistry 5: 537–550.

Romankevich E.A., Vetrov A.A., Peresypkin V.I. 2009. Organic matter of the World ocean. Russian Geology and Geophysics 50(4): 299–307.

Schoelynk J., Bal K., Backx H. et al. 2010. Silica uptake in aquatic and wetland macrophytes: a strategic choice between silica, lignin and cellulose. New Phytologist 186: 385–391.

Sharov A.N. 2017. Assessment of the quality of waters of various types of cold-water lakes according to phytoplankton indicators. Regionalnay ecology [Regional ecology] 2 (48): 40–47. (in Russian)

Skubiszewska-Zięba J., Charmas B., Leboda R. et al. 2012.Carbon-mineral adsorbents with a diatomaceous earth/ perlite matrix modified by carbon deposits. Microporous and Mesoporous Materials 156: 209–216. DOI: 10.1016/j.micromeso.2012.02.038

Smelyi R.V., Finkelshtein A.L., Yakimov I.S. et al. 2020. Estimation of the range of variation in the mineral composition of silicate lake bottom sediments using data from XRD and XRF. Journal of Siberian Federal University. Chemistry 13(2): 260–272. DOI: 10.17516/1998-2836-0180

Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov G.I. et al. 2019. Genesis of organomineral deposits in lakes of the central part of the Baraba lowland (south of West Siberia) Russian Geology and Geophysics 60 (9): 978–989. DOI: 10.15372/GiG2019093

Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov V.I. et al. 2023. Chemical Elements Concentration, Variations in Mineral Composition, and Current Rate of Sedimentation in Sapropel Deposits of Small Lakes in the Taiga Zone of Southern Siberia. Russian Geology and Geophysics 64 (7): 824–838. DOI: 10.2113/RGG20234526

Strakhovenko V.D., Taran O.P., Ermolaeva N.I. 2014. Geochemical characteristics of the sapropel sediments of small lakes in the Ob'–Irtysh interfluve. Russian Geology and Geophysics 55(10): 1160–1169.

Taran O.P., Boltenkov V.V., Ermolaeva N.I. et al. 2018. Relations between the Chemical Composition of Organic Matter in Lacustrine Ecosystems and the Genesis of Their Sapropel. Geochemistry International 56 (3): 256–265. DOI: 10.7868/S001675251803007X

Yermolaeva N.I., Zarubina E.Y., Puzanov A.V. et al. 2016. Hydrobiological conditions of sapropel formation in lakes in the south of Western Siberia. Water Resources 43(1): 129–140. DOI: 10.7868/S0321059616010077

Zarubina E.Y. 2013. Primary production of macrophytes from three diverse sapropel lakes in southern Western Siberia (within the Novosibirsk region) in 2012. Mir nauki, culture i obrazovaniya [The World of Science, Culture and Education] 5 (42): 441–444. (in Russian)

Zarubina E.Yu., Sokolova M.I. 2019. The role of zonal factors in the formation of productivity of small lakes in the south of the Ob-Irtysh interfluve. In: Material II International Conference Lakes of Eurasia: problems and solutions, pp. 80–84.

Краткое сообщение

Кремнезём в сапропелевых отложениях малых озер, расположенных в разных ландшафтных зонах юга Западной Сибири

Страховенко В.Д.*, Овдина Е.А., Малов Г.И., Малов В.И., Даниленко И.В.

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева Сибирского отделения Российской академии наук, проспект Академика Коптюга, 3, Новосибирск, 630090, Россия

АННОТАЦИЯ. С использованием ИК-спектроскопии в малых озерах, расположенных в Барабинской низменности на юге Западной Сибири в разных ландшафтных зонах, имеющих существенно отличающиеся гидрохимических параметры вод и вещественный состав сапропеля, определено соотношение биогенного и силикатного (терригенного) кремнезёма. Установлено, что для сапропелевых залежей во всех ландшафтных зонах, вне зависимости от типа, класса, генетического вида сапропеля содержания SiO2био составляют от 12 до 29 % от валового кремнезёма (кремниевый 12 -29%; кальциевый 13-25%; смешенный 12- 29%).

Ключевые слова: биогенный и силикатный (терригенный) кремнезём, сапропелевые отложения, малые озера, Западная Сибирь

Для цитирования: Страховенко В.Д., Овдина Е.А., Малов Г.И., Малов В.И., Даниленко И.В. Кремнезём в сапропелевых отложениях малых озер, расположенных в разных ландшафтных зонах юга Западной Сибири // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 622-634. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-622

1. Введение

Анализ химического состава сапропелей и механизмов проявления их свойств в зависимости от взаимодействия органической и минеральной составляющих осадка, включая особенности поведения SiO_2, представляет значительный научный и практический интерес. Эти исследования важны как для решения вопросов палеолимнологии, так и для разработки подходов к рациональному природопользованию.

Кремний, занимая второе место по распространённости в земной коре, отличается ограниченной миграционной способностью в водной среде из-за низкой растворимости силикатных минералов. В гидросфере он присутствует преимущественно в двух формах: растворенная (разные виды кремниевых кислот) и взвешенная (твердые частицы коллоидной размерности, представленные силикатными минералами и кремнезёмом). Несмотря на относительно невысокую концентрацию в воде, кремний играет ключевую роль в функционировании водных экосистем, являясь важнейшим биогенным элементом для многих гидробионтов.

Структура водных сообществ и биологическое разнообразие могут существенно различаться даже в близко расположенных озёрах, что обусловлено вкладом различных групп организмов в формирование органического вещества (Зарубина, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Шаров, 2017). Наибольшая продуктивность отмечается в водоёмах гумидных зон (таёжные ландшафты), где процессы накопления органики преобладают над её деструкцией (Зарубина, 2013; Yermolaeva et al., 2016). Основной вклад в формирования органического вещества донных отложений вносят бактерии, фитопланктон, зоопланктон, а также фитобентос (Зарубина, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Шаров, 2017; Smelyi et al., 2020). В донных отложениях озер Сибири значительную долю в фитопланктоне составляют диатомовые водоросли, створки которых содержат кремнезём. Вторым поставщиком биогенного кремнезёма в донный осадок являются погруженные гидрофиты, воздушно-водная растительность (Schoelynk et al., 2010; Зарубина, 2013; Helmond et al., 2015; Yermolaeva et al., 2016).

В современных научных исследованиях изучение распределения диатомовых водорослей, концентраций биогенного кремнезема в донных отложениях озер используются для реконструкций вариаций изменения природной среды, для

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: strahova@igm.nsc.ru (V.D. Strakhovenko)

Поступила: 24 июня 2025; ***Принята:*** 06 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

оценки возрастных параметров климатических этапов и стадий (на примере озер Байкал, Онежского и Ладожского озер и др.) (Kuz'min et al., 2014; Nazarova et al., 2020). Прикладное значения изучения накопления биогенного кремнезёма в органоминеральных донных отложениях озер (сапропелях) состоит в том, что биогенный кремнезём в сапропелях служит источником кремниевых соединений при использовании их в качестве удобрений. Эти соединения улучшают почвенную структуру, повышают плодородие и способствуют получению экологически чистой сельскохозяйственной продукции (Perry and Keeling-Rucker, 2000; Гольева, 2004; Mitani and Ma, 2005). Другим параметром использования сапропелевого сырья является их высокая терапевтическая активность как лечебных грязей, связанная с наличием специфической микрофлоры и коллоидной текстуры, что делает их перспективными для применения в медицине (Аввакумова, 2002; Холопов и др., 2003).

Цель работы- выявить роль взаимодействия органической и минеральной фаз SiO_2 в формировании свойств сапропелей, обуславливающих их: ценность как палеоархивов для палеолимнологической реконструкции и разработки технологий рационального природопользования (удобрения, лечебные грязи).

2. Объекты, материалы и методы исследования

Объектом исследования являются донные отложения малых озер юга Западной Сибири. Изученные малые озера, расположенные в Барабинской низменности на юге Западной Сибири в ландшафтах южной тайги, подтайги, лесостепи и степи, имеют существенную вариабельность гидрохимических параметров вод и вещественного состава сапропелей в зависимости от их происхождения даже в пределах одного ландшафта (Strakhovenko et al., 2019; 2023, Taran et al., 2018 и др.).

На основе биологического вклада в формирование сапропелей, содержания органического и минерального вещества, их геохимического состава, из 96 озер, расположенных в пределах Барабинской низменности из разных ландшафтных зон, для детального исследования взаимоотношений органической и минеральной частей осадка, определены модельные объекты (19 озер) (Рис. 1 и Таблица 1). В этих озерах проведена количественная оценка биогенного кремнезёма в керне сапропелевых залежах с глубин 0-5см, 10-15 см, 20-25 см с использованием ИК-спектроскопии (Таблица 1).

Выбранные озера принадлежат к различным типам биогенетического формирования и класса органоминеральных донных отложений: тип—органогенный с зольностью до 30 %; органоминеральный — 31—50 %; минерально-органогенный — 51—70 %; по соотношению Si/Ca подразделены на три класса: кремниевый (Si > Ca); кальциевый (Ca > Si), смешанный (Si~Ca); на основе доминирующей по биомассе группы организмов на планктонные, макрофитные и планктономакрофитные (Таблица 1) (Strakhovenko et al., 2019).

Согласно данным, полученным нашими коллегами гидробиологами Ермолаевой Н.И. и Зарубиной Е.Ю. (ИВЭП СО РАН), работающие с нами в единых экспедициях по изучаемым озерам, в донных отложениях озер Сибири значительную долю в фитопланктоне составляют диатомовые водоросли, створки которых содержат кремнезём. Вторым поставщиком биогенного кремнезёма в донный осадок являются погруженные гидрофиты, воздушно-водная растительность, представленная сообществами, наиболее продуктивными являются по высшей водной растительности озера Качкульня, Бол. Курган; по фитопланктону - Барчин, Кайлы, Бугристое, Минзелинское; по зоопланктону – Бол. Курган, Суеток, Бугристое, Кайлы, Камбала. Наибольший процент биотического вклада в процессы формирования сапропеля наблюдается в озерах Суеток, Бол. Курган, Камбала, Ярголь, Бол. Кайлы, Яково, Сарбалык, Песчаное. Поток автохтонного органического вещества составляет от 3 до 42 % от общей массы седиментационного потока. Остальные составляющие баланса - перезахоронение детрита прошлых лет, минеральная и органическая составляющая, поступающая с водосбора (Зарубина, 2013; Yermolaeva et al., 2016).

Аналитические исследования проведены в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН (ИГМ СО РАН, Новосибирск). Определение Si в воде проводили методом атомно-абсорбционной спектрометрии на приборе Solaar M6, оснащённом снабженный зеемановским и дейтериевым корректором фона (Thermo Electron, США).

Детальное исследование структурных особенностей и морфологии на уровне отдельных минеральных зёрен донных отложений выполняли с помощью сканирующего электронного микроскопа Mira 3 Tescan (Tescan, Чехия). Специфическая модификация оборудования включала энергодисперсионный детектор Si(Li), позволяющий проводить количественный химический анализ в микрообъеме. Для определения химического состава донных отложений ($N_{a2}O$, MgO, Al_2O_3, SiO_2, P_2O_5, K_2O, CaO, TiO_2, MnO, Fe_2O_3) использовался рентгеноспектральный флуоресцентный анализ на приборе «ARL-9900-XP» (Applied Research Laboratories, США).

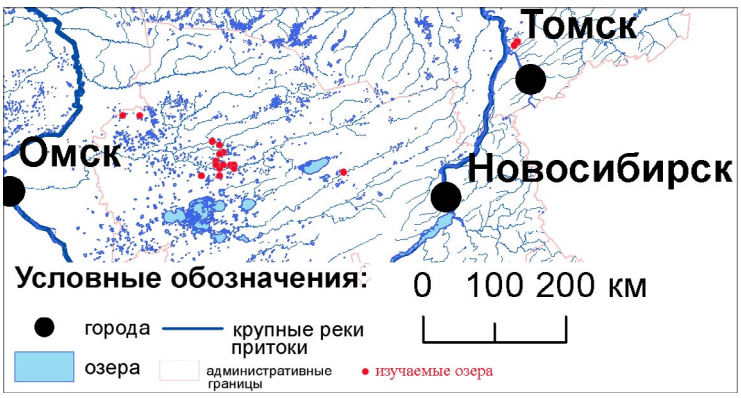


Рис.1. Карта фактического материала.

Таблица 1. Географические координаты озер, классификация сапропелевых отложений в озере по типу, классу, генетическому виду и содержание (%) биогенного и валового SiO_2.

озеро	координаты		Зольность	Тип и генетический вид сапропеля	Класс сапропеля	Si мг/л	$SiO_{2\ био}$	SiO_2 валовое	$SiO_{2\ био}$ / SiO_2 валовое (%)	% биотической составляющей седиментационного потока*
	Сев. широта	Вост. долгота								
Качкульня	55,24736	80,58445	17	О, (М)	Si > Ca	12	3	7	25	н.д.
Яково	56,75718	84,77	16	О, (П)	Si > Ca	9	5	26	19	52
Ярголь	55,60186	78,36239	35	ОМ, (М)	Si~Ca	11,9	5	17	29	29,7
Минзелинское	55,34390	83,16070	45	ОМ, (М)	Si~Ca	10	4	16	25	53,0
Бол. Курган	55,57335	78,68706	44	ОМ, (ПМ)	Si > Ca	5	5	29	17	21,2
Барчин	55,71126	78,14488	40	ОМ, (ПМ)	Ca > Si	12,3	3	11	27	12,7
Песчаное	55,41133	78,34677	40	ОМ, (ПМ)	Ca > Si	4,9	2	15	13	45,7
Б,Кайлы	55,41619	78,30154	48	ОМ, (ПМ)	Si~Ca	5,7	5	24	21	70,5
Цыбово	55,30673	77,58808	48	ОМ, (ПМ)	Si > Ca	9	5	30	17	36,8
Сарбалык	55,55642	78,71511	49	ОМ, (ПМ)	Si > Ca	2,1	4	32	13	62,6
Кайлы	55,6234	78,27348	55	МО, (ПМ)	Si~Ca	0,5	3	25	12	21,0
Щучье К	56,53948	76,459901	51	МО, (ПМ)	Si~Ca	3,6	2	11	18	н.д.
Камбала	55,67543	78,20223	56	МО, (ПМ)	Si > Ca	4,2	6	34	18	30,8
Бергуль	55,60488	78,26114	65	МО, (ПМ)	Si~Ca	0,2	5	30	17	35
Круглое	56,75	84,7057	59	МО, (П)	Si > Ca	4	6	40	15	28
Суеток	55,53868	78,56039	59	МО, (ПМ)	Si > Ca	5	6	46	13	42,0
Мостовое	55,458317	78,204767	61	МО, (ПМ)	Si~Ca	10,1	6	22	27	39,0
Бильгень	55,55698	78,62695	68	МО, (ПМ)	Si > Ca	0,5	5	40	13	21,2
Щучье Л	56,40868	76,6533	59	МО, (ПМ)	Ca > Si	4,2	2	8	25	н.д.

Примечание: О - органогенный; ОМ - органоминеральный; МО -минерально-органогенный; Si > Ca - кремниевый; Ca > Si - кальциевый, Si~Ca - смешанный; (П) - планктонные, (М) - макрофитные и (ПМ) –планктономакрофитные; н.д. – нет данных; * - по данным Ермолаевой Н.И. и Зарубиной Е.Ю.

Рентгеновские исследования (XRD) проводились на дифрактометре ARL X'TRA (излучение Cu Kα).

Для обеспечения необходимого размера частиц для съемки ИК спектров анализируемые пробы и чистые вещества для стандартных смесей тщательно растирались вручную в агатовой ступке в течение 20 мин. Выбор времени сделан на основании собственных экспериментов и литературных данных. Измельчение проводилось в этиловом спирте, чтобы избежать глубокого изменения структурного состояния минералов. Далее навески (3 мг) анализируемых осадков и стандартов тщательно размешивались (без растирания!) с бромистым калием (800 мг) в течение 7 мин. Этого времени достаточно для достижения максимальной гомогенизации смеси, что подтверждается неизменностью показаний спектрофотометра при вращении таблетки с образцом на 90° в пучке излучения. Таблетки готовились методом прессования гомогенной смеси в вакуумной прессформе и хранились в эксикаторе над P_2O_5. Спектры записывались на двухлучевом спектрофотометре Specord 75 IR в области 400-4000 см-1, с таблеткой чистого KBr в канале сравнения. Запись велась в пропускании. Для получения цифрового рисунка спектры записывались на спектрометре VERTEX 70 FT IR фирмы Брукер. Для повышения точности анализа спектр в области аналитических полос (600-900 см-1) записывался с растяжением по оси абсцисс. Для количественной оценки биогенного кремнезёма мы воспользовались значительным отличием формы его полосы поглощения 800 см-1 от форм мешающей полосы кварца. Последняя является узкой, с резко спадающим уже к 820 см-1 высокочастотным крылом. Полоса биогенного кремнезёма, напротив, довольно широкая, имеет куполообразную форму, и ее высокочастотное крыло спадает лишь к 860 см-1, оставаясь свободным в интервале частот 820-860 см-1. Форма полосы в области этого крыла в спектре чистого биогенного кремнезёма на участке 825-850 см-1 допускает хорошую аппроксимацию прямой линией. Это позволяет, используя расчеты, снятые с спектра чистого $SiO_{2био}$, определять положение максимума этой полосы в спектрах анализируемых осадков, где она в явном виде не проявляется. Расчеты позволяют в спектре изучаемого образца определять точку, соответствующую максимуму неявной полосы $SiO_{2био}$ и по калибровочному графику оценить его концентрацию.

3. Результаты и обсуждение

Воды исследованных озер преимущественно пресные гидрокарбонатные с вариациями от кальциевых до натриевых, щелочные, со значениями pH от 7.1 (оз. Яково) до 10 (оз. Песчаное). Показатель Eh воды во всех изученных озерах положительный от 287 мВ (оз. Чистое) до 375 мВ (оз. Бергуль). Содержания растворенного в воде кислорода 5-12 мг/дм3, концентрации органических веществ 4,54 – 8,32 мгО/дм3. Воды озер (Цыбово, Чистое, Жилое) со значениями общей минерализации от 1 до 3 г/л являются солоноватыми и одно озеро соленое (оз. Песчаное (3.3 г/л)) (Strakhovenko et al., 2019; 2023). Источником поступления в озеро растворенного кремния являются силикатные минералы (полевые шпаты, слюды) суглинков водосборного бассейна (Таблица 1).

Изучение минеральной части донных отложений исследуемых озер (с использованием СЭМ, XRD) позволило установить, что наряду с минералами обломочной фракции (аллотигенная составляющая), состав которых от озера к озеру постоянен (кварц, полевые шпаты, мусковит, иллит (XRD дифрактограммах - слюда), хлорит) накапливаются различные аутигенные минералы: (перечислены по степени встречаемости) пирит (во всех озерах), карбонаты (кальциевый и смешенный класс сапропеля), барит (следовые количества во всех озерах), гипс (невысокое содержание в оз. Цыбово) (Strakhovenko et al., 2014; 2019; 2023 и др.). В изученных озерах в сапропелевых залежах кальциевого и смешанного класса аутигенные карбонаты представлены низко-Mg кальцитом или кальцитом. Среди выделений низко-Mg кальцита преобладают либо мельчайшие (до 2 мкм) кристаллики, либо фитоморфозы - псевдоморфозы по остаткам растительности, животных или пеллетам. Агрегаты кальцита чаще всего представлены крупными кристаллами (100 мкм) ромбоэдрического и скаленоэдрического габитуса (иногда зональные), образующие скопления до 100—1000 мкм. В составе раковин, которые часто присутствуют в донных отложениях озер в разных количествах, резко преобладает арагонит. Выделения пирита (иногда до 5% от общей массы минерального состава) установлены в самой верхней части донного осадка во всех изученных озерах: фрамбоиды (размером не более 0,01 мм) и их скопления, а также отдельные кристаллы различного габитуса, размером от 2 до 10 мкм.

Дифрактограммы для сапропелей всех озер имеют ярко выраженное большое гало с максимумом в области 20oCuKα. Интенсивность аморфного гало коррелирует с содержанием органического углерода и/или концентрацией диатомовых створок (аморфного кремнезема) (Рис. 2). Согласно данным гидробиологов во всех изученных озерах из разных ландшафтных зон юга Западной Сибири выявлено, что состав сапропеля определяется видовым составом и степенью продуктивности биоты. Источниками автохтонного органического вещества в исследованных модельных озерах являются первичные продуценты: либо фитопланктон (планктонный вид), либо макрофиты (макрофитный вид) или и оба вместе (планктоно-макрофитный вид) (Таблица 1) (Зарубина, 2013; Yermolaeva et al., 2016). Во всех изученных озёрах в сапропелевых отложениях, но особенно с кремниевым и смешенным классами сапропеля, значительную долю в фитопланктоне составляют диатомовые водоросли, створки которых содержат кремнезём (Рис. 2). Для таежной зоны характерно слабое развитие макрофитов (оз. Яково, Круглое, Щучье-К и Щучье-Л). Для «макрофитных» озер лесостепной зоны характерен массивно-зарослевый, займищный или сплавинный тип зарастания, площадь зарастания озер от 30 до 90%. И доминирует, в основном, полупогруженная растительность, при подчиненном количестве погруженной (Зарубина, 2013; 2019; Yermolaeva et

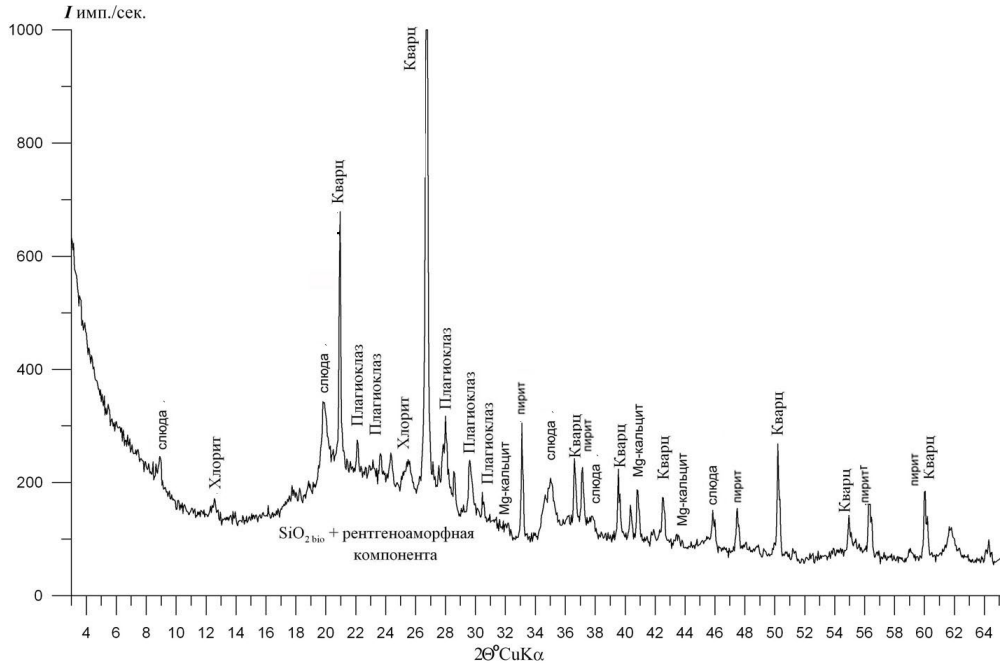


Рис.2. Дифрактограмма донных отложений озера Камбала.

al., 2016). Эти гидрофиты, воздушно-водная растительность и являются вторым поставщиком биогенного кремнезёма в донный осадок (Зарубина, 2013; 2019; Yermolaeva et al., 2016; Strakhovenko et al., 2019) за счет формирования агрегатов фитоморфоз по растительному детриту биогенным кремнезёмом (наиболее распространенный случай фоссилизации макрофитов) (Рис. 3).

В своих статьях академик Г.А. Заварзин показал, что преобразование органического вещества особенно активно происходит в жидкой и коллоидной части сапропелевых отложений. Здесь происходят процессы брожения и деградации различных веществ в зависимости от их устойчивости к окислению (Заварзин, 2004; Romankevich et al., 2009). В итоге, все эти процессы и определяют индивидуальный состав сапропелевой залежи озера. При получении продукции из сапропеля необходимо знать его основные характеристики, а это требует детальных исследований в каждом конкретном озере. Для выявления факторов, влияющих на накопление и распределение биогенного кремнезёма в сапропелевых отложениях изученных озер проведена его количественная оценка.

Полученные данные по количеству биогенного кремнезёма в изученных сапропелевых отложениях малых озер приведены в Таблице 1 и показаны на рисунке 3 на примере оз. Мостовое (Рис. 4а), а также приведен график сопоставления концентрации Si в воде и содержания биогенного кремнезёма от общей массы его валового состава в донном осадке на рисунке 4б.

Согласно полученным аналитическим данным концентрации Si в воде изменяется в широких пределах от 0,2 до 12,3 мг/л, а содержания биогенного кремнезёма в сапропелевых залежах изученных озер варьирует от 2 до 6 % от общей массы негидролизуемой части осадка. В сапропелях разного типа с увеличением зольности от органогенного до минерально-органогенного конечно же возрастает количество валового содержания SiO_2, которые варьируют в пределах: органогенном – от 7 до 26 % от минеральной части осадка, органоминеральном от 11 до 32 %; минерально-органогенном от 8 до 46 %. При этом для всех типов сапропеля содержание биогенного кремнезёма в изученных озерах варьирует от 2 до 6 % от общей массы негидролизуемой части донного осадка. В зависимости от класса сапропеля, как и следует ожидать, максимальные содержания валового SiO_2 выявлены для кремниевого 46 % от минеральной части осадка (оз. Суеток) при содержании биогенного кремнезёма 6 %, а минимальные для кальциевого 8 % (оз. Щучье-Л) при содержании биогенного кремнезёма 2 %. Для сапропелей разного генетического вида содержания биогенного кремнезёма варьируют в одних и тех же пределах (Таблица 1). Увеличение количества концентрации кремния в воде коррелирует с увеличением доли биогенного кремнезёма ($SiO_{2биo}$) от общего содержания кремнезёма в донном осадке (Рис. 4 б). При этом проведённые исследования выявили важную закономерность: в сапропелевых отложениях озёр юга Западной Сибири доля биогенного кремнезёма ($SiO_{2биo}$) демонстрирует удивительную стабильность, составляя 12-29% от общего содержания SiO_2. независимо от ландшафтной зоны расположения озера, вне зависимости от типа, класса и генетической разновидности сапропелей, при значительных колебаниях общего содержания кремнезёма в минеральной части осадка.

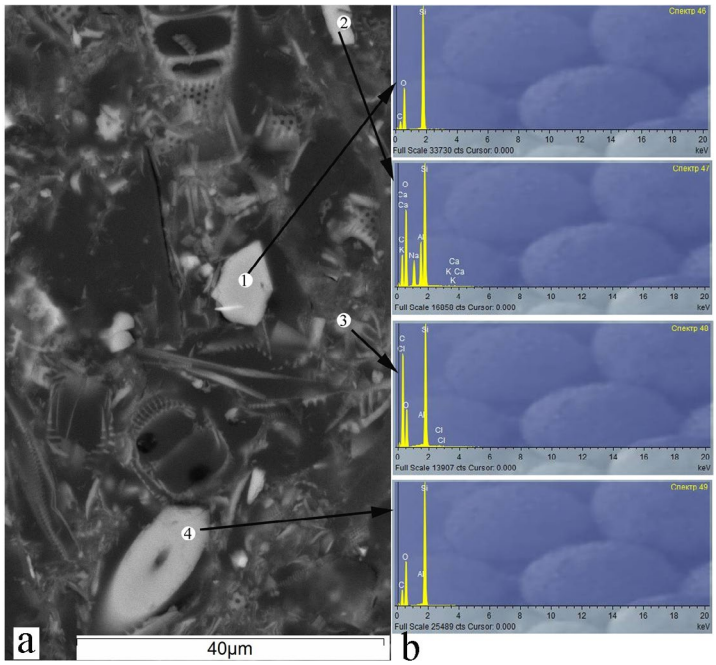


Рис.3. Фотография СЭМ Mira 3 Tescan, BSE (а) и спектр съёмки количественного химического анализа СЭМ (б) донного осадка оз. Бол. Курган (органоминеральный; кремниевый; планктономакрофитный сапропель). Зерна минералов терригенной фракции: 1 –неокатанное зерно кварца; 2 – удлиненное зерно андезина; 3 - створки диатомей (mSiO2•nH2O); 4 - фитоморфоза `биогенного кремнезёма по макрофиту (mSiO2•nH2O).

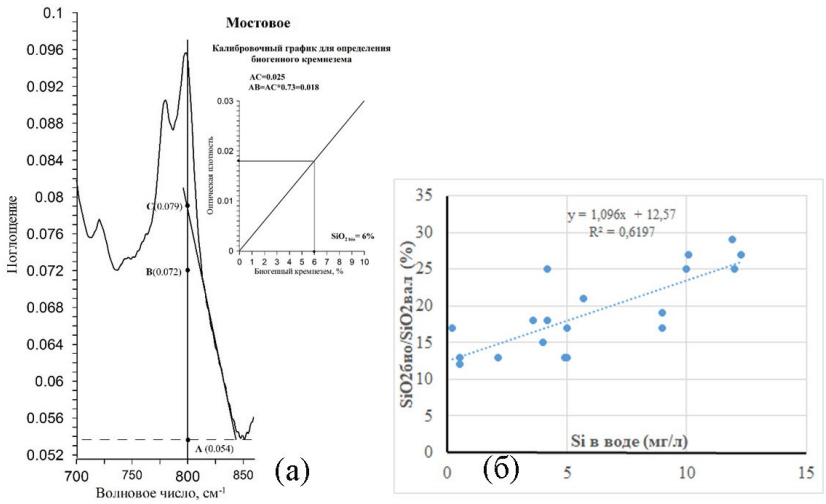


Рис.4. (а) ИК-спектр сапропеля оз. Мостовое с аналитической полосой (~800 см-1) и калибровочный график для определения количества чистого биогенного кремнезема; (б) - график соотношения концентраций Si в воде и содержания биогенного кремнезёма от общей массы его валового состава в донном осадке.

Присутствие в современных илах панцирей диатомовых и остатков макрофитов указывает на сохранность уникальных их свойств– природных сорбентов, а также о наличии обилия коллоидов и мелкодисперсных частиц, в изученных сапропелевых залежах. Обладая высокой влагоёмкостью и адсорбционной способностью, такие донные осадки являются основой для изготовления сорбентов, которые востребованы в различных областях, включая водоочистку, сельское хозяйство и производство строительных материалов (Skubiszewska-Zięba et al., 2012; Anil et al., 2014). Например, сапропель оз. Песчаное активно добывается и используется для производства органического дренажного комплекса, биодобавок в животноводческом комплексе.

4. Заключение

Установлено, что для сапропелевых залежей во всех ландшафтных зонах, в независимости от типа, класса, генетического вида сапропеля содержания $SiO_{2био}$ составляют от 12 до 29 % от валового кремнезёма (кремниевый 12 -29%; кальциевый 13-25%; смешенный 12- 29%). Это определяется присутствием в значительных количествах диатомовых створок и/или псевдоморфоз SiO_2 по мортмассе макрофитов, которые во всех озерах добавляются к обломочному кварцу, полевым шпатам и слюдам.

Такая устойчивость процентного соотношения $SiO_{2био}$ свидетельствует об универсальности биогеохимических процессов в регионе, сбалансированности механизмов накопления биогенного кремнезёма и определённой автономности биологического круговорота кремния от минеральных источников.

Финансирование

Работа выполнена по государственному заданию ИГМ СО РАН (№ 122041400193-7) при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Аввакумова Н.П. 2002. Биохимические аспекты терапевтической эффективности гумусовых кислот лечебных грязей. Самара: М-во здравоохранения Рос. Федерации, Самарский Государственный Медицинский Университет.

Гольева А.А. 2004. Биогеохимия аморфного кремнезема в растениях и почвах. Почвы, биогеохимические циклы и биосфера. Под ред. Глазовский Н.Ф. Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Зарубина Е.Ю. 2013. Первичная продукция макрофитов из трех разнообразных сапропелевых озер на юге Западной Сибири (в пределах Новосибирской области) в 2012 году. Мир науки, культуры и образования 5 (42): 441–444.

Зарубина Е.Ю., Соколова М.И. 2019. Роль зональных факторов в формировании продуктивности малых озер юга Обь-Иртышского междуречья. В: II Международной конференции Озера Евразии: проблемы и пути их решения, С. 80–84.

Лекции по природоведческой микробиологии. 2004. В: Заварзин Г.А. (Ред.). Москва: Наука.

Холопов А.П., Шашель В.А., Перов Ю.М. и др. 2003. Грязелечение. Краснодар: Периодика Кубани.

Шаров А.Н. 2017. Оценка качества вод разнотипных холодноводных озер по показателям фитопланктона. Региональная экология 2 (48): 40–47.

Anil U.E., Al E., Kayaci K. et al. 2014. Fabricating of diatomite based ceramic water filter by a novel casting method. Advances in Science and Technology 91: 48–53. DOI: 10.4028/ URL: www.scientific.net/ast.91.48

Helmond N.A.G.M., Hennekam R., Donders T.H. et al. 2015. Marine productivity leads organic matter preservation in sapropel S1: palynological evidence from a core east of the Nile River outflow. Quaternary Science Reviews 108: 130–138. DOI: 10.1016/j.quascirev.2014.11.014

Kuz'min M.I., Bychinskii V.A., Kerber E.V. et al. 2014. Chemical composition of sediments in baikal deep-water boreholes as a basis for reconstructions of climatic and environmental changes. Russian Geology and Geophysics 55 (1): 1–17. DOI: 10.1016/j.rgg.2013.12.001

Mitani N., Ma J.F. 2005. Uptake system of silicon in different plant species. Journal of Experimental Botany 56 (414): 1255–1261.

Nazarova L., Syrykh L.S., Mayfield R. et al. 2020. Palaeoecological and palaeoclimatic conditions on the Karelian Isthmus (northwestern Russia) during the Holocene. Quaternary Research 95: 65–83. DOI: 10.1017/qua.2019.88

Perry C.C., Keeling-Rucker T. 2000. Biosilicification: the role of the organic matrix in structure control. Journal of Biological Inorganic Chemistry 5: 537–550.

Romankevich E.A., Vetrov A.A., Peresypkin V.I. 2009. Organic matter of the World ocean. Russian Geology and Geophysics 50(4): 299–307.

Schoelynk J., Bal K., Backx H. et al. 2010. Silica uptake in aquatic and wetland macrophytes: a strategic choice between silica, lignin and cellulose. New Phytologist 186: 385–391.

Skubiszewska-Zięba J., Charmas B., Leboda R. et al. 2012.Carbon-mineral adsorbents with a diatomaceous earth/ perlite matrix modified by carbon deposits. Microporous and Mesoporous Materials 156: 209–216. DOI: 10.1016/j.micromeso.2012.02.038

Smelyi R.V., Finkelshtein A.L., Yakimov I.S. et al. 2020. Estimation of the range of variation in the mineral composition of silicate lake bottom sediments using data from XRD and XRF. Journal of Siberian Federal University. Chemistry 13(2): 260–272. DOI: 10.17516/1998-2836-0180

Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov G.I. et al. 2019. Genesis of organomineral deposits in lakes of the central part of the Baraba lowland (south of West Siberia) Russian Geology and Geophysics 60 (9): 978–989. DOI: 10.15372/GiG2019093

Strakhovenko V.D., Ovdina E.A., Malov V.I. et al. 2023. Chemical Elements Concentration, Variations in Mineral Composition, and Current Rate of Sedimentation in Sapropel Deposits of Small Lakes in the Taiga Zone of Southern Siberia. Russian Geology and Geophysics 64 (7): 824–838. DOI: 10.2113/RGG20234526

Strakhovenko V.D., Taran O.P., Ermolaeva N.I. 2014. Geochemical characteristics of the sapropel sediments of small lakes in the Ob'–Irtysh interfluve. Russian Geology and Geophysics 55(10): 1160–1169.

Taran O.P., Boltenkov V.V., Ermolaeva N.I. et al. 2018. Relations between the Chemical Composition of Organic Matter in Lacustrine Ecosystems and the Genesis of Their Sapropel. Geochemistry International 56 (3): 256–265. DOI: 10.7868/S001675251803007X

Yermolaeva N.I., Zarubina E.Y., Puzanov A.V. et al. 2016. Hydrobiological conditions of sapropel formation in lakes in the south of Western Siberia. Water Resources 43(1): 129–140. DOI: 10.7868/S0321059616010077

Persistent organochlorine pollutants in the water ecosystems on the coast of the Kandalaksha Gulf of the White Sea

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Kolpakova E.S.*, Velyamidova A.V., Korobitsyna R.D.

N. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Nikolsky Av., 20, Arkhangelsk, 163020, Russia

ABSTRACT. The paper presents the results of studying selected persistent organochlorine pollutants (hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, pentachlorophenol, and pentachloroanisole) from bottom sediments of small stratified lakes at different stages of isolation from the White Sea, unaffected by anthropogenic impact.The sediment samples were collected at deep-sea stations by employees of the N. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Arkhangelsk) during complex expeditionary work in March 2019. Persistent organochlorine pollutants were extracted from air-dry samples by accelerated liquid flow extraction with a hot mixture of organic solvents with further preparation according to RD 52.24.417-2011 (RF) and ISO 14154:2005. Identification and quantitative determination of individual compounds were performed using capillary gas chromatography with electron capture detection. The presence of selected persistent organochlorine pollutants in the sediments was revealed. Their total content ranged from 9.7 to 63.6 ng g^{-1}, with hexachlorobenzene and pentachlorophenol being found in the highest concentrations. The concentrations of the pollutants were generally assessed as not high by the Norwegian Quality Standards. The input of persistent organochlorine pollutants into the bottom sediments of the studied lakes is presumably associated with long-range transport from various sources located in low/temperate latitudes and nearby regions.

Keywords: small stratified lakes, bottom sediments, White Sea, persistent organochlorine pollutants, gas chromatography

For citation: Kolpakova E.S., Velyamidova A.V., Korobitsyna R.D. Persistent organochlorine pollutants in the water ecosystems on the coast of the Kandalaksha Gulf of the White Sea // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 635-643. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-635

1. Introduction

Specific features of the natural ecosystems of the Arctic and Subarctic are their low resistance to external factors and extremely slow recovery rate. The anthropogenic impact on these territories is constantly increasing: oil and gas production on the Arctic Ocean shelf is expanding, sea traffic along the Northern Sea Route is intensifying, etc. At the same time, emission sources of organochlorine compounds, primarily persistent organic pollutants (POPs), still pose a particular risk (Stockholm, 2024). The hazards of these pollutants is due to their persistence in natural environments, high lipophilicity, bioavailability, biomagnification, and multifaceted toxic effects on living organisms. Moreover, POPs pose a risk to human health and other living organisms not only in the places of their formation and/or use, and input into the environment. These compounds of varying degrees of volatility and lipophilicity are capable of local, regional and transboundary transfer by various ways (with atmospheric and sea currents, migrating species of living organisms) to high-latitude regions, like Arctic and Subarctic, significantly remote from the emission sources (Wania and Mackay, 1995; AMAP, 2015). It is believed that the negative effect of POPs on biota and humans in the Arctic and Subarctic is stronger than in low latitudes (Wania, 2003). Here, in severe climate, they accumulate ("preservation") in components of terrestrial and aquatic ecosystems (e.g., soils, bottom sediments, snowcover, and ice) and biomagnification.

Based on the results of previously conducted complex research of waterbodies in the North-West of Russia (in particular, lakes of the middle taiga subzone, lakes of Vaigach Island, and waterbodies in the territory of the Bolshezemelskaya and Malozemelskaya Tundras,

*Corresponding author.
E-mail address: kolpelen@yandex.ru (E.S. Kolpakova)

Received: June 02, 2025; ***Accepted:*** August 06, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

etc.), various organochlorine compounds, including persistent organochlorine pollutants, were revealed in bottom sediments (Kolpakova and Velyamidova, 2020; Troyanskaya and Velyamidova, 2017; Kokryatskaya et al., 2023; Velyamidova and Kolpakova, 2020). It is shown that due to the of natural and climatic factors and peculiarities, and the remoteness of the study areas from direct sources of anthropogenic impact, the behavior (levels and distribution) of these compounds in water ecosystems has its own specifics.

Less studied in this context are the waterbodies located on the coast of the Kandalaksha Gulf of the White Sea. Their specific feature is the connection with the White sea in the past and/or present; they are former sea bays which have separated and isolated from the sea to varying degrees as a result of gradual glacio-isostatic and neotectonic land uplift, and displacement of the coastline (Romanenko and Shilova, 2012). In such waterbodies, unique hydrological and hydrochemical regimes are formed, due to their morphometric characteristics, water exchange features, and the ratio of incoming volumes of fresh and sea waters (Losyuk et al., 2023). And since the waterbodies are located at the latitude of the Arctic Circle, all biogeochemical processes occurring in water column are subject to strict seasonal variability (Savvichev et al., 2022).

In this regard, such coastal waterbodies at different stages of isolation from the White Sea are of interest for studying the behavior of organochlorine compounds, including those from the group of persistent organic pollutants.

2. Materials and methods

The objects of study were the following coastal waterbodies: Lakes Bol'shiye Khruslomeny, Kislo-Sladkoe, and Trekhtsvetnoye Lakes. Trekhtsvetnoye and Bol'shiye Khruslomeny Lakes are meromictic waterbodies with a constant seawater influx through permeable layers of rocks (Savvichev et al., 2020; Losyuk et al., 2023) and have clearly expressed stratification. In Kislo-Sladkoe Lake, seawater penetrates through a rocky threshold during big spring tides and storm surges. In terms of surface area, the studied lakes are very small (their areas vary from 0.016 to 0.33 km^2) (Ivanov, 1948). The maximum depth of Kislo-Sladkoe Lake is 4.7 m, Trekhtsvetnoe Lake is 7.5 m, and Bol'shiye Khruslomeny Lake is 18 m.

The sediment samples were collected at deep-sea stations by employees of the N. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Arkhangelsk) during complex expeditionary work in March 2019.

To extract the selected individual POPs (hexachlorobenzene (HCB), pentachlorobenzene (PeCB), pentachlorophenol (PCP), and pentachloroanisole (PCA)) from air-dry sediment samples, the method of accelerated liquid flow extraction with a hot mixture of organic solvents was used. Further sample preparation was carried out in accordance with RD 52.24.417-2011 (RF) and ISO 14154:2005. Identification and quantitative determination of these POPs were performed using capillary gas chromatography with electron-capture detection (Crystal 5000 GC, Chromatec, RF). The lower limit of detection of individual POPs is 0.1 ng g^{-1} of air-dry sample.

Determination of polychlorinated dioxins-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDDs/PCDFs) was performed in the accredited analytical laboratory LLC "Laboratoria", St. Petersburg (Unique accreditation record number in the register of accredited parties No. RA.RU.21AK94) in accordance with PND F 16.1:2:2.2:3.56-08 (RF). Identification and quantitative determination of PCDDs/PCDFs were carried out by high-performance capillary gas chromatography in combination with mass spectrometry (Agilent 7890B GC, Agilent 7000 MS, USA). The range of determined mass concentrations of PCDDs/PCDFs varied from 1.0 to 1000 ng kg^{-1} of air-dry sample.

3. Results and discussion

Total concentrations of persistent organochlorine pollutants (HCB, PeCB, PCP, and PCA) in bottom sediments of the studied lakes varied from 9.7 to 63.6 ng g^{-1}. The identified POPs were arranged on the basis of their decreasing concentrations in the following order: HCB ~ PCP > PeCB > PCA. The predominant HCB was determined in the range from 5.9 to 41.3 ng g^{-1}, PCP concentrations were comparable with those of HCB – from 3.0 to 37.3 ng g^{-1}, PeCB concentrations did not exceed 2.7 ng g^{-1}, and PCA concentrations were very insignificant (no more than 0.4 ng g^{-1}) (Fig. 1).

According to the Norwegian Quality Standards for water, sediment and biota (Pettersen, 2016), the concentrations of HCB, PeCB, and PCP detected in lake sediments were mostly low (in 2/3 of the sediment samples), and did not exceed average values in the remaining 1/3 of the sediment samples. There is currently no regulatory framework for the content of PCA in bottom sediments and soils.

It is known that bottom sediments are considered an important source of information on the climatic, geochemical, and ecological conditions that existed in the waterbody itself and in its catchment area (Dauvalter,

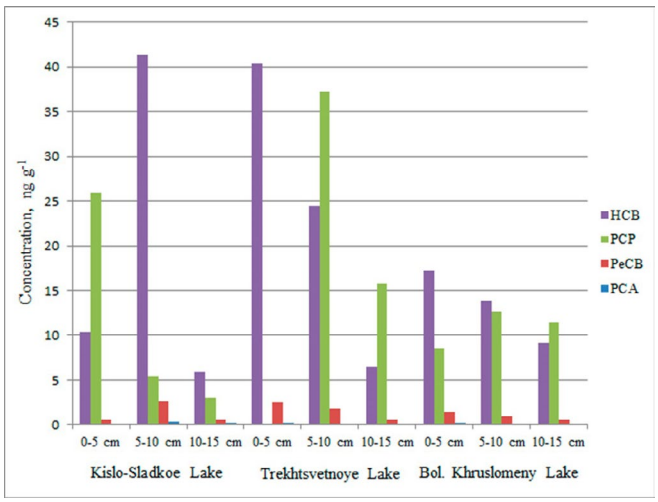


Fig.1. – Distribution of selected POPs in sediments of the studied lakes.

2005). Sediments accumulate data on the flows of elements in the biosphere and are natural deposit matrices not only for natural compounds, but also for various technogenic elements and pollutants (Dauvalter, 2012; Sabatier et al., 2022). When pollutants penetrate into a waterbody, they can accumulate in hydrobionts, increasing their concentration and toxicity in the environment, and also be sorbed by organic matter particles in suspension and bottom sediments with subsequent "preservation". The intensity of these processes is specific to each waterbody and is determined by its morphometric and hydrological characteristics, as well as the hydrochemical characteristics of the water column.

At the same time, under certain conditions leading to a change in the hydrodynamic situation, composition and properties of water and other factors, bottom sediments can become a source of secondary pollution of water masses. At the same time, low temperatures for most of the year and the specific conditions developing in northern aquatic ecosystems contribute to the accumulation and long-term "preservation" of pollutants in sediments, the behavior of which is also determined by the properties of the depositing matrix itself. As expected, for all the studied lakes there was a certain tendency for pollutants to accumulate in the upper sediment layers, represented by finely dispersed aleurite-pelitic and pelite-aleuritic silts enriched with organic matter.

It should be noted that Bol'shiye Khruslomeny, Kislo-Sladkoe, and Trekhtsvetnoye Lakes are remoted from sources of direct anthropogenic impact, therefore the input of the POPs into lake sediments is most likely associated with their transboundary transport from various sources located in low/temperate latitudes and nearby regions. Currently, the main globally active sources of persistent organochlorine pollutants are considered to be the combustion/burning processes of various types of organic raw materials and waste (household and industrial waste, biomass, all types of fuel), as well as production and consumption waste from past economic activities (Stockholm, 2024).

For comparison, we can also provide data on the content of individual POPs in the bottom sediments of the Mogilnoe Lake, another representative of marine meromictic waterbodies beyond the Arctic Circle (Kildin Island, Barents Sea) (Kokryatskaya et al., 2025). This lake is a remnant of a bay that was isolated from the sea by a rocky barrier at half thousand years ago, but still maintains an underground connection with the sea. Quite high concentrations of pollutants were found in the lake sediments: HCB – from 30.8 to 346.5 ng g^{-1}, PeCB – from 2.2 to 39.6 ng g^{-1}, PCP – from 3 to 89.7 ng g^{-1}, and PCA – from 0.1 to 1.1 ng g^{-1}, formed under the additive influence of local anthropogenic emission sources and transboundary transfer. This is confirmed by the identified PCDDs/PCDFs profiles, which reflect the input of pollutants from different sources over decades (Fig. 2).

With a low overall level of dioxin contamination (concentrations did not exceed 2.4 pg WHO-TEQ_{2005} g^{-1} (SanPiN 1.2.3685-21), the homologous profiles were found to be similar. The dominance of TCDF, PeCDFs, and HxCDFs indicates emission sources associated with thermal processes (e.g. combustion of wood, coal, oil products, household waste, garbage, accidental fires, etc.) (Kanan and Samara, 2018; Kudryavtseva et al., 2021). The presence of TCDD and PeCDDs indicates a mixed pollution profile, both anthropogenic (formation as a result of thermal processes, input with household waste, possible use of contaminated chlorine-containing commercial products, etc.) and natural (wildland fires) (Gullett and Touati, 2003; Kim et al., 2003; Kirkok et al., 2020).

4. Conclusions

Organochlorine pollutants were determined in the sediments of the small stratified lakes, which are to varying degrees isolated from the White Sea and do not experience direct anthropogenic impact. The input of the POPs into the lake sediments is most likely associated with long-range transport from various sources in low/temperate latitudes and nearby regions. HCB and PCP were found in the highest concentrations in all sediment samples, while PeCB and PCA were found in concentrations an order of magnitude lower. In general, the concentrations of the pollutants in the sediments were not high. At the same time, low temperatures for most of the year and the specific conditions that develop in waterbodies of northern territories contribute to the accumulation and long-term "preservation" of pollutants.

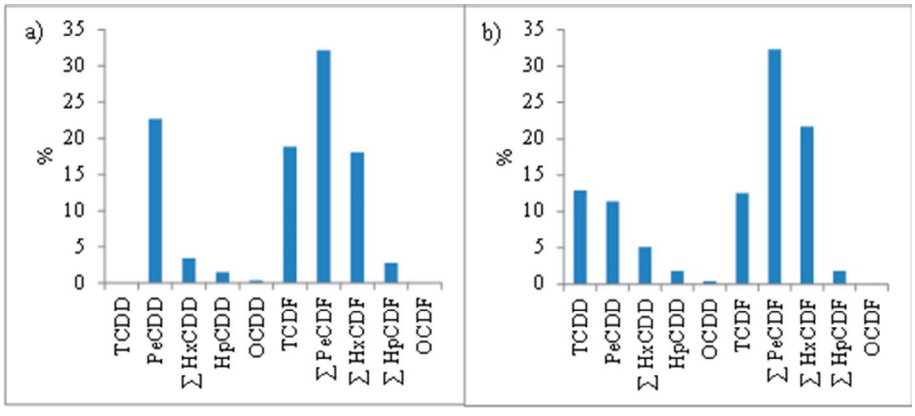


Fig.2. – Normalized homologue profiles of PCDDs/PCDFs (in WHO-TEQ_{2005}): a) in bottom sediments at the deep-water station, b) in soil within the catchment area.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

AMAP Assessment. 2015. Temporal trends in persistent organic pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo.

Dauvalter V.A. 2005. Bottom sediments of lakes - a source of information on modern and past environmental conditions. In: Proceedings of the conference of scientific societies dedicated to the 75th anniversary of the KSC RAS and the World Science Day for Peace and Development. Apatity, pp. 124. (in Russian)

Dauvalter V.A. 2012. Geoecology of bottom sediments of lakes. Murmansk: Publishing House of Murmansk State Technical University. (in Russian)

Gullett B., Touati A. 2003. PCDD/F Emissions From Forest Fire Simulations. Atmospheric Environment 37: 803–813. DOI: 10.1016/S1352-2310(02)00951-2

Ivanov N.N. 1948. Landscape and climatic zones of the Earth. Moscow, Leningrad: Publishing House of the Academy of Sciences of the USSR. (in Russian)

Kanan S., Samara F. 2018. Dioxins and furans: A review from chemical and environmental perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry 17: 1–13. DOI: 10.1016/j.teac.2017.12.001

Kim E.J., Oh J.E., Chang Y.S. 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. Sci Total Environ 311(1–3):177–189. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00095-0

Kirkok S.K., Kibet J.K., Kinyanjui T.K. et al. 2020. A review of persistent organic pollutants: dioxins, furans, and their associated nitrogenated analogues. SN Applied Sciences 2(10): 1–20. DOI: 10.1007/s42452-020-03551-y

Kolpakova E.S., Velyamidova A.V. 2020. Organochlorine compounds in subarctic small lakes. Problemy Arktiki i Antarktiki [Problems of the Arctic and Antarctic] 66(2): 180–197. DOI: 10.30758/0555-2648-2020-66-2-180-197 (in Russian)

Kokryatskaya N.M., Kolpakova E.S., Titova K.V. et al. 2023. Sulfur and chlorine compounds in water bodies of the Pymvashor subarctic hydrothermal system. Environmental Science and Pollution Research 30: 27328–27339. DOI: 10.1007/s11356-022-24141-y

Kokryatskaya N.M., Losyuk G.N., Kolpakova E.S. et al. 2025. Current Ecosystem Status of the Anchialine Meromictic Lake Mogilnoe (Kildin Island, Barents Sea). Oceanology 65(2): 236–249. DOI: 10.1134/S0001437024701091

Kudryavtseva A.D., Mir-Kadyrova E.Ya., Kalinkevich G.A. et al. 2021. The nature of soil contamination with dioxins near solid municipal waste disposal sites. Pochvoveden'e [Soil Science] 8: 957–968. DOI: 10.31857/S0032180X21080128 (in Russian)

Losyuk G.N., Kokryatskaya N.M., Vakhrameyeva E.A. et al. 2023. Reduced sulfur compounds in bottom sediments of lakes at different stages of separation from Kandalaksha Bay of the White Sea (meromictic Lake Trekhtsvetnoe). Oceanology 63(5): 683–692. DOI: 10.1134/S0001437023050065

Pettersen R. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam. (in Norwegian)

Romanenko F.A., Shilova O.S. 2012. Postglacial uplift of the Karelian coast of the White Sea according to data of radiocarbon and diatom analyses of lake and bog deposits of Kindo Peninsula. Reports of the Academy of Sciences. Doklady Akademii nauk. Federal'noe gosudarstvennoe byudzhetnoe uchrezhdenie «Rossijskaya akademiya nauk» [Federal State Budgetary Institution "Russian Academy of Sciences"] 442(4): 544. (in Russian)

Sabatier P., Moernaut J., Bertrand S. et al. 2022. A Review of Event Deposits in Lake Sediments. Quaternary 5(3): 34. DOI: 10.3390/quat5030034

SanPiN 1.2.3685-21. 2021. Hygiene Practices, Environmental Factors Safety and Security for Humans (as amended on December 30, 2022). Resolution of the Russia's Chief Public Health Officer "On approval of sanitary rules and regulations SanPiN 1.2.3685-21" dated 01/28/21. (in Russian)

Savvichev A.S., Kadnikov V.V., Rusanov I.I. et al. 2020. Microbial Processes and Microbial Communities in the Water Column of the Polar Meromictic Lake Bol'shie Khruslomeny at the White Sea Coast. Frontiers in microbiology 11:1945. DOI: 10.3389/fmicb.2020.01945

Savvichev A.S., Kulakova A.A., Krasnova E.D. et al. 2022. Microbial Community of a Marine Meromictic Trough (Biofilter Bay) in the Kandalaksha Bay, White Sea. Microbiology 91(4): 432–444. DOI: 10.1134/s0026261722100940

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). 2024. URL: https://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx (date of access: 20.09.2024)

Troyanskaya A.F., Velyamidova A.V. 2017. Persistent organic pollutants in subarctic lakes in the extreme North of European Russia. Water Resources 44(4): 635–644. DOI: 10.1134/S0097807817040170

Velyamidova A.V., Kolpakova E.S. 2020. Organochlorine compounds in sediment core of subarctic small lake. Limnology and Freshwater Biology 4: 894–895. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-894

Wania F., Mackay D. 1995. A global distribution model for persistent organic chemicals. Science of the Total Environment 160: 211–232.

Wania F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar region. Environ. Sci. Technol 37(7): 1344–1351. DOI: 10.1021/es026019e

Краткое сообщение

Стойкие хлорорганические загрязнители в водных экосистемах на побережье Кандалакшского залива Белого моря

Колпакова Е.С.*, Вельямидова А.В., Коробицына Р.Д.

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики имени академика Н.П. Лаверова Уральского отделения Российской академии наук, г. Архангельск, пр. Никольский, д. 20, 163020, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе представлены результаты изучения некоторых стойких хлорорганических загрязнителей (гексахлорбензола, пентахлорбензола, пентахлорфенола и пентахлоранизола) в донных осадках малых стратифицированных озер на разной стадии отделения от Белого моря, не испытывающих антропогенного воздействия. Пробы озерных осадков отобраны на глубоководных станциях в ходе комплексных экспедиционных работ в марте 2019 года сотрудниками Федерального исследовательского центра комплексного изучения Арктики имени академика Н. П. Лаверова Уральского отделения Российской академии наук (город Архангельск). Извлечение стойких хлорорганических загрязнителей из воздушно-сухих проб донных осадков проводили методом ускоренной жидкостной проточной экстракции горячей смесью органических растворителей с дальнейшей подготовкой согласно РД 52.24.417-2011 и ISO 14154:2005. Идентификацию и количественное определение индивидуальных соединений проводили методом капиллярной газовой хроматографии с электронозахватным детектированием. Выявлено присутствие в осадках стойких хлорорганических загрязнителей, суммарное содержание которых составляло от 9,7 до 63,6 нг/г, при этом в наибольших концентрациях определены гексахлорбензол и пентахлорфенол. Концентрации выявленных загрязнителей оценивались в целом как не высокие, относительно норвежских стандартов. Поступление стойких хлорорганических загрязнителей в донные осадки исследованных озер, предположительно, связано с дальним переносом от различных источников, расположенных в низких/умеренных широтах и близлежащих регионах.

Ключевые слова: малые стратифицированные озера, донные осадки, Белое море, стойкие хлорорганические загрязнители, газовая хроматография

Для цитирования: Колпакова Е.С., Вельямидова А.В., Коробицына Р.Д. Стойкие хлорорганические загрязнители в водных экосистемах на побережье Кандалакшского залива Белого моря // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 635-643. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-635

1. Введение

Специфическими особенностями природных экосистем Арктики и Субарктики является их низкая устойчивость к воздействию внешних факторов и крайне медленная скорость восстановления. Техногенная нагрузка на эти территории постоянно возрастает: расширяется нефте- и газодобыча на шельфе Северного Ледовитого океана, активизируется транспортный поток по Северному морскому пути и т.д. При этом особую угрозу по-прежнему несут источники эмиссии хлорорганических соединений, в первую очередь относящихся к стойким органическим загрязнителям (СОЗ) (Stockholm, 2024). Опасность этих соединений связана с их устойчивостью к разложению в природных средах, высокой липофильностью, биоаккумуляционной способностью и многоплановым токсичным воздействием на живые организмы. Причем СОЗ представляют опасность для здоровья человека и других живых организмов не только в местах своего использования и/или образования и поступления в окружающую среду. Эти соединения разной степени летучести и липофильности способны к локальному, региональному и трансграничному переносу различными путями (с атмосферными потоками, морскими течениями, мигрирующими видами живых организмов) в высокоширотные арктические и субарктические районы, значительно удаленные от первоначальных источников (Wania and Mackay,

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: kolpelen@yandex.ru (Е.С. Колпакова)

Поступила: 02 июня 2025; ***Принята:*** 06 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

1995; AMAP, 2015). Считается, что негативное воздействие СОЗ на биоту и человека в Арктике и Субарктике сильнее, чем в низких широтах (Wania and Mackay, 2003): здесь, в условиях холодного климата, происходит их накопление («консервация») в компонентах наземных и водных экосистем (почвах, донных отложениях, снежном покрове, толще льда) и биоусиление воздействия.

По результатам ранее проведенных комплексных исследований водных объектов Северо-Запада России (в частности, озер среднетаежной подзоны, острова Вайгач, водоемов на территории Большеземельской и Малоземельской тундр и пр.) в донных осадках выявлено присутствие различных хлорорганических соединений, включая стойкие хлорорганические загрязнители (Колпакова и Вельямидова, 2020; Troyanskaya and Velyamidova, 2017; Kokryatskaya et al., 2023; Velyamidova and Kolpakova, 2020). Показано, что ввиду особенностей природно-климатических условий и удаленности районов исследования от прямых источников антропогенного воздействия, поведение (уровни и распределение) этих соединений в условиях водных экосистем имеет свою специфику.

Менее изученными в этом плане являются водоемы, расположенные на побережье Кандалакшского залива Белого моря. Их особенностью является связь с морем в прошлом и/или настоящем – это бывшие морские заливы, отделившиеся и в разной степени изолированные от моря в результате постепенного гляциоизостатического и неотектонического поднятия суши и постепенного перемещения береговой линии (Романенко и Шилова, 2012). В таких водоемах формируется уникальный гидролого-гидрохимический режим, обусловленный морфометрическими характеристиками, особенностями водообмена, соотношением поступающих объемов пресной и морской воды (Losyuk et al., 2023). А поскольку, водоемы расположены на широте Полярного круга, то все протекающие в их водной толще биогеохимические процессы подчинены строгой сезонной изменчивости (Savvichev et al., 2022).

В связи с этим, прибрежные водоемы, находящиеся на разных стадиях отделения от Белого моря, представляют интерес для изучения особенностей поведения хлорорганических соединений, в том числе из группы стойких органических загрязнителей.

2. Материалы и методы

В качестве объектов исследования выбраны озера Большие Хрусломены, Кисло-Сладкое и Трехцветное. Озера Трехцветное и Большие Хрусломены – меромиктические с постоянным поступлением морских вод через проницаемые породы (Savvichev et al., 2020; Losyuk et al., 2023), имеют четко выраженную стратификацию. В оз. Кисло-Сладкое морская вода поступает через каменистый порог во время сизигийных приливов и штормовых нагонов. По площади акватории исследованные водоемы относятся к очень малым (площадь озер – от 0,016 до 0,33 км^2) (Иванов, 1948). Максимальная глубина оз. Кисло-Сладкое составляет 4,7 м, оз. Трехцветное – 7,5 м, оз. Большие Хрусломены – 18 м.

Отбор проб донных осадков проводился сотрудниками лаборатории экоаналитических исследований ФГБУН ФИЦКИА РАН в ходе экспедиционных работ в марте 2019 года. Для извлечения следующих индивидуальных СОЗ: гексахлорбензола (ГХБ), пентахлорбензола (ПеХБ), пентахлорфенола (ПХФ), пентахлоранизола (ПХА), из воздушно-сухих проб донных осадков использовали метод ускоренной жидкостной проточной экстракции горячей смесью органических растворителей. Далее пробоподготовку проводили в соответствии с РД 52.24.417-2011 и ISO 14154:2005. Количественное определение и идентификацию указанных СОЗ проводили методом капиллярной газовой хроматографии с электронозахватным детектированием (ГХ “Кристалл 5000.1”, СКБ “Хроматэк”; Россия). Нижний предел обнаружения индивидуальных соединений – 0,1 н/г в.с.в.

Определение полихлорированных диоксинов-*п*-диоксинов и дибензофуранов (ПХДД/ПХДФ) выполняли в аккредитованной лаборатории ООО «Лаборатория», г. Санкт-Петербург (Уникальный номер записи об аккредитации в реестре аккредитованных лиц № RA.RU.21АК94) в соответствии с ПНД Ф 16.1:2:2.2:3.56-08. Количественное определение и идентификацию ПХДД/ПХДФ проводили методом высокоэффективной капиллярной газовой хроматографии в сочетании с масс-спектрометрией (ГХ Agilent 7890B, МС Agilent 7000, США). Диапазон определяемых массовых концентраций ПХДД/ПХДФ – 1,0-1000 нг/кг в.с.в.

3. Результаты и обсуждение

Суммарные концентрации стойких хлорорганических загрязнителей (ГХБ, ПеХБ, ПХФ, ПХА) в донных осадках исследованных озёр варьировали от 9,7 до 63,6 нг/г. Выявленные СОЗ в порядке убывания их концентраций располагались в следующей последовательности: ГХБ ~ ПХФ > ПеХБ >> ПХА. Преобладающий ГХБ определен в диапазоне от 5,9 до 41,3 нг/г, количества ПХФ в осадках были сопоставимы с таковыми ГХБ – от 3,0 до 37,3 нг/г, концентрации ПеХБ не превышали 2,7 нг/г, и совсем незначительными (не более 0,4 нг/г) были количества ПХА (Рис. 1).

В соответствии с классификацией норвежских стандартов качества донных осадков (Pettersen, 2016) найденных в осадках озер концентрации ГХБ, ПеХБ и ПХФ в большинстве своем (в 2/3 проб) имели низкие значения, а в остальных пробах не превышали средних значений. По содержанию ПХА в донных осадках и почвах нормативная база в настоящее время отсутствует.

Известно, что донные осадки считаются важным источником информации о климатических, геохимических, экологических условиях, суще-

ствовавших в самом водоеме и на его водосборной площади (Даувальтер, 2005). Они накапливают сведения о потоках элементов в биосфере и являются естественными депонирующими матрицами не только для природных соединений, но и для различных техногенных элементов и загрязняющих веществ (Даувальтер, 2012; Sabatier et al., 2022). При попадании в водоем загрязнители способны аккумулироваться в гидробионтах и передаваться по пищевой цепи с увеличением концентрации в каждом последующем звене, а также сорбироваться частицами органического вещества взвеси и донных осадков с последующей «консервацией». Интенсивность этих процессов специфична для каждого водоема и определяется его морфометрическими и гидрологическими характеристиками, а также гидрохимическими особенностями водной толщи.

В то же время, при определенных условиях, приводящих к изменению гидродинамической обстановки, состава и свойств воды и прочих факторов, донные осадки могут стать источником вторичного загрязнения водных масс. При этом низкие температуры на протяжении большей части года и специфичность условий, складывающихся в водных экосистемах Арктики и Субарктики, способствуют накоплению и длительному сохранению в осадках загрязняющих веществ подобно СОЗ, поведение которых, как известно, определяется еще и свойствами собственно депонирующей матрицы. В целом, как и ожидалось, для всех исследованных озер наблюдалась некоторая тенденция к накоплению загрязнителей в верхних слоях донных осадков, представленных тонкодисперсными алевро-пелитовыми/пелито-алевритовыми илами, обогащенными органическими веществом.

Следует отметить, что озера Большие Хрусломены, Кисло-Сладкое и Трехцветное считаются удаленными от источников прямого антропогенного воздействия, поэтому поступление СОЗ в донные осадки, скорее всего, связано с трансграничным переносом от различных источников, расположенных в низких/умеренных широтах и близлежащих регионах. В настоящее время основными глобально действующими источниками хлорорганических загрязнителей считаются процессы сжигания/горения различного вида органического сырья

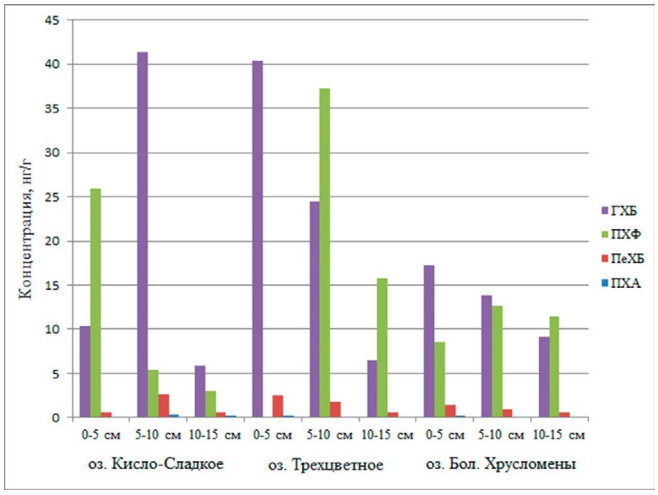


Рис.1. – Распределение СОЗ в донных осадках исследованных озер.

и отходов (бытовых и промышленных отходов, биомассы, всех видов топлива), а также отходы производства и потребления от прошлой хозяйственной деятельности (Stockholm, 2024).

Для сравнения можно также привести данные по содержанию индивидуальных СОЗ в донных осадках малого оз. Могильное, еще одного представителя меромиктических морских водоемов за Полярным кругом (о. Кильдин, Баренцево море) (Kokryatskaya et al., 2025). Озеро является остатком залива, отделившегося от моря около полутора тысяч лет назад каменистой перемычкой, но до сих пор сохраняет подземную связь с морем. В осадках этого озера выявлены довольно высокие концентрации загрязнителей: ГХБ – от 30,8 до 346,5 нг/г, ПеХБ – от 2,2 до 39,6 нг/г, ПХФ – от 3 до 89,7 нг/г, ПХА – от 0,1 до 1,1 нг/г, сформированные под аддитивным влиянием антропогенных/техногенных источников локального уровня и трансграничного переноса. Подтверждением этого являются установленные профили ПХДД/ПХДФ, отображающие поступление загрязнителей из разных источников в течение десятилетий (Рис. 2).

При невысоком в целом уровне загрязнения (концентрации ПХДД/ПХДФ не превышали 2,4 пг WHO-TEQ$_{2005}$/г (СанПиН 1.2.3685-21) гомологические профили оказались близки друг к другу. Доминирование ТХДФ, ПеХДФ и ГкХДФ свидетельствует об источниках загрязнения, связанных с тер-

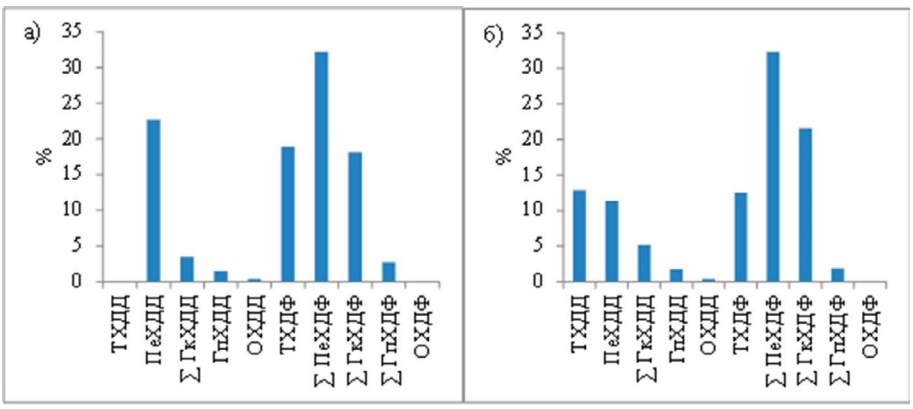


Рис.2. – Нормализованные гомологические профили ПХДД/ПХДФ (в WHO-TEQ$_{2005}$): а) в донных осадках на глубоководной станции, б) в почве на водосборной площади.

мическими процессами (например, сжигание древесины, угля, нефтепродуктов, бытовых отходов, мусора, случайные возгорания и пр.) (Kanan and Samara, 2018; Кудрявцева и др., 2021). Присутствие ТХДД и ПеХДД указывает на смешанный профиль загрязнения, как антропогенного (образование в результате термических процессов, поступление с бытовыми отходами, возможное применение загрязненных хлорсодержащих коммерческих продуктов и пр., так и природного характера (природные пожары) (Gullett and Touati, 2003; Kim et al., 2003; Kirkok et al., 2020).

4. Выводы

Таким образом, в донных осадках исследованных малых стратифицированных озер, в разной степени изолированных от Белого моря и не испытывающих прямого антропогенного воздействия, выявлено присутствие стойких хлорорганических загрязнителей. Поступление СОЗ в донные осадки, вероятнее всего, связано с дальним переносом от различных источников в низких/умеренных широтах и близлежащих регионах. В наибольших концентрациях во всех осадках были найдены ГХБ и ПХФ; в концентрациях, на порядок ниже были определены ПеХБ и ПХА. В целом, концентрации СОЗ в исследованных осадках были не высокими. В то же время, низкие температуры на протяжении большей части года и специфичность условий, складывающихся в водоемах северных территорий, способствуют накоплению и длительному сохранению загрязнителей.

Конфликты интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Даувальтер В.А. 2005. Донные отложения озер - источник информации о современных и прошлых условиях окружающей среды. В: Материалы конференции научных обществ, посвященной 75-летию КНЦ РАН и Всемирному дню науки за мир и развитие. Апатиты, С. 124.

Даувальтер В.А. 2012. Геоэкология донных отложений озер. Мурманск: Издательство Мурманского государственного технического университета.

Иванов Н.Н. 1948. Ландшафтно-климатические зоны земного шара. Москва, Ленинград: Издательство Академии наук СССР.

Колпакова Е.С., Вельямидова А.В. 2020. Хлорорганические соединения в субарктических малых озерах. Проблемы Арктики и Антарктики 66(2): 180–197. DOI: 10.30758/0555-2648-2020-66-2-180-197

Кудрявцева А.Д., Мир-Кадырова Е.Я., Калинкевич Г.А. и др. 2021. Характер загрязнения диоксинами почвы вблизи мест захоронения твердых бытовых отходов. Почвоведенье 8: 957–968. DOI: 10.31857/S0032180X21080128

Романенко Ф.А., Шилова О.С. 2012. Послеледниковое поднятие Карельского берега Белого моря по данным радиоуглеродного и диатомового анализов озерно-болотных отложений п-ова Киндо. Доклады Академии наук. Федеральное государственное бюджетное учреждение «Российская академия наук» 442(4): 544.

СанПиН 1.2.3685-21. 2021. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания (с изменениями на 30 декабря 2022 года). Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации «Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21» от 28.01.21.

AMAP Assessment. 2015. Temporal trends in persistent organic pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo.

Gullett B., Touati A. 2003. PCDD/F Emissions From Forest Fire Simulations. Atmospheric Environment 37: 803–813. DOI: 10.1016/S1352-2310(02)00951-2

Kanan S., Samara F. 2018. Dioxins and furans: A review from chemical and environmental perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry 17: 1–13. DOI: 10.1016/j.teac.2017.12.001

Kim E.J., Oh J.E., Chang Y.S. 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. Sci Total Environ 311(1–3):177–189. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00095-0

Kirkok S.K., Kibet J.K., Kinyanjui T.K. et al. 2020. A review of persistent organic pollutants: dioxins, furans, and their associated nitrogenated analogues. SN Applied Sciences 2(10): 1–20. DOI: 10.1007/s42452-020-03551-y

Kokryatskaya N.M., Kolpakova E.S., Titova K.V. et al. 2023. Sulfur and chlorine compounds in water bodies of the Pymvashor subarctic hydrothermal system. Environmental Science and Pollution Research 30: 27328–27339. DOI: 10.1007/s11356-022-24141-y

Kokryatskaya N.M., Losyuk G.N., Kolpakova E.S. et al. 2025. Current Ecosystem Status of the Anchialine Meromictic Lake Mogilnoe (Kildin Island, Barents Sea). Oceanology 65(2): 236–249. DOI: 10.1134/S0001437024701091

Losyuk G.N., Kokryatskaya N.M., Vakhrameyeva E.A. et al. 2023. Reduced sulfur compounds in bottom sediments of lakes at different stages of separation from Kandalaksha Bay of the White Sea (meromictic Lake Trekhtsvetnoe). Oceanology 63(5): 683–692. DOI: 10.1134/S0001437023050065

Pettersen R. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam. (in Norwegian)

Sabatier P., Moernaut J., Bertrand S. et al. 2022. A Review of Event Deposits in Lake Sediments. Quaternary 5(3): 34. DOI: 10.3390/quat5030034

Savvichev A.S., Kadnikov V.V., Rusanov I.I. et al. 2020. Microbial Processes and Microbial Communities in the Water Column of the Polar Meromictic Lake Bol'shie Khruslomeny at the White Sea Coast. Frontiers in microbiology 11:1945. DOI: 10.3389/fmicb.2020.01945

Savvichev A.S., Kulakova A.A., Krasnova E.D. et al. 2022. Microbial Community of a Marine Meromictic Trough (Biofilter Bay) in the Kandalaksha Bay, White Sea. Microbiology 91(4): 432–444. DOI: 10.1134/s0026261722100940

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). 2024. URL: https://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx (дата обращения: 20.09.2024)

Troyanskaya A.F., Velyamidova A.V. 2017. Persistent organic pollutants in subarctic lakes in the extreme North of European Russia. Water Resources 44(4): 635–644. DOI: 10.1134/S0097807817040170

Velyamidova A.V., Kolpakova E.S. 2020. Organochlorine compounds in sediment core of subarctic small lake. Limnology and Freshwater Biology 4: 894–895. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-894

Wania F., Mackay D. 1995. A global distribution model for persistent organic chemicals. Science of the Total Environment 160: 211–232.

Wania F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar region. Environ. Sci. Technol 37(7): 1344–1351. DOI: 10.1021/es026019e

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Assessment of the toxic effects of the herbicides atrazine and glyphosate on the phytoplankton community of the Black Sea

Solomonova E.S.*, Shoman N.Yu., Akimov A.I.

A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

ABSTRACT. The impact of glyphosate and atrazine herbicides on the growth and photosynthetic activity of the Black Sea phytoplankton community in spring was assessed. It has been shown that atrazine is more toxic to phytoplankton than glyphosate. The size structure of the phytoplankton community is an important factor determining its sensitivity to herbicide exposure. Pico-phytoplankton is more sensitive to pollutants than micro-nano-phytoplankton. Atrazine inhibits phytoplankton growth after 24 hours of exposure, with the greatest negative impact on pico-phytoplankton (EC_{50} = 16 μg/L). Micro-nano-phytoplankton exhibits high resistance to atrazine (EC_{50} = 22-32 μg/L). Unlike atrazine, glyphosate has a delayed effect on microalgae. For micro-nano-phytoplankton, the effect of glyphosate exposure is observed after 4 days. Pico-phytoplankton reacts quickly to glyphosate: on the 3 day at 50 μg/L, a two-fold decrease in abundance was recorded. The use of pico-phytoplankton as a bioindicator for monitoring aquatic ecosystems and fluorescence parameters as early stress markers is recommended. Safe concentrations of atrazine and glyphosate for aquatic ecosystems do not exceed 5 and 10 μg/L, respectively.

Keywords: phytoplankton, bioindication, photosynthesis, pollutants, herbicides, atrazine, glyphosate

For citation: Solomonova E.S., Shoman N.Yu., Akimov A.I. Assessment of the toxic effects of the herbicides atrazine and glyphosate on the phytoplankton community of the Black Sea // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 644-658. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-644

1. Introduction

Xenobiotics are foreign compounds that induce various responses in microalgae cells, ranging from damage to intracellular components to complete death. The demand for herbicides is growing every year, and their widespread and uncontrolled use leads to an increase in the concentration of this group of pollutants in the aquatic environment. In turn, the physiological and biochemical similarities between algae and terrestrial plants increase the potentially dangerous risks for phototrophic oxygen-producing microorganisms. An increase in the concentration of herbicides in the aquatic environment can lead not only to the suppression of algal growth, but also to the disruption of the functional stability of ecosystems as a whole.

It has previously been shown that when certain types of algae are grown in media containing herbicides, their growth and photosynthetic activity are suppressed, the production of reactive oxygen species increases, and other physiological functions are disrupted (Wang et al., 2016; Narayanan et al., 2024). The phosphonate herbicide glyphosate (N-(phosphonomyl) glycine) is the main active ingredient in Roundup™ and the most widely used chemical herbicide worldwide (Duke and Powles, 2008). Glyphosate is a broad-spectrum herbicide that acts as an analogue of glycine, inhibiting the synthesis of aromatic amino acids acting on 5-enolpyruvylshimase-3-phosphate (EPSP) synthase (Steinrücken and Amrhein, 1980). We have previously shown that the effect of glyphosate on individual planktonic microalgae species is quite species-specific (Solomonova et al., 2024). The addition of glyphosate to the culture medium can have both positive effects (as a source of nutrients due to the release of organic phosphorus) and negative effects (as a toxic compound) (Ilikchyan, 2009; Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024).

Atrazine (2-chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-s-triazine) is also one of the most commonly used agricultural herbicides and is present in sufficient quantities in surface waters. The main action of atrazine is aimed at inhibiting plant photosynthesis (Graymore et al., 2001). This herbicide blocks the flow of electrons between photosystem II (PSII) and photosystem I (PSI) by reversibly binding to plastoquinone electron carrier,

*Corresponding author.
E-mail address: solomonov83@mail.ru (E.S. Solomonova)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

which stops the production of NADPH and ATP necessary for the Calvin cycle and also leads to photooxidative stress in cells containing chlorophyll (Forney and Davis, 1981; Hess, 2000). In addition, atrazine has relatively low affinity for organic carbon in soil, is moderately soluble in water, and can persist in field conditions for several months after application (Solomon et al., 1996; Giddings, 2005). The study (El-Sheekh et al., 1994) showed that sublethal concentrations of atrazine induced general inhibition of growth, photosynthesis, and dark respiration in the green alga *Chlorella kessleri*. They also led to a progressive decrease in protein synthesis and affected the composition of polyunsaturated fatty acids.

An additional significant aspect that hinders an adequate assessment of the impact of herbicides on algae is the lack of data on the functioning of phytoplankton in natural aquatic ecosystems contaminated with these pollutants. Most of the available experimental data was obtained by working with individual representatives of phototrophic microorganisms from different systematic groups under various cultivation conditions in laboratory conditions. This limits the ability to transfer the results obtained to complex ecosystems, where the interaction between organisms and the external environment is more complex (Stauber and Davies, 2000).

In this regard, the aim of the study was to assess the impact of glyphosate and atrazine herbicides on the growth and photosynthetic activity of the phytoplankton community in the Black Sea.

2. Materials and research methods

2.1. Sampling and experimental conditions

Seawater samples were collected in a 10-liter polycarbonate tank from the surface layer (0-10 m) at a station located on the Sevastopol coast between Karantinnaya and Sevastopol bays (Sevastopol, Black Sea 44°38′ N, 33°33′ E) in March 2025. Then it was immediately delivered to the laboratory, where the water was filtered through a nylon mesh with a mesh size of 300 μm to remove mesozooplankton. At the time of sampling, the water surface temperature was 10°C, and the intensity of photosynthetically active radiation (PAR) on the sea surface was 13 E $m/^2$ /day (LI-COR Light level meter LI-1500 with LI-190R Quantum sensors, USA). The content of dissolved inorganic nitrogen was within the range of $3 \div 3.2$ μmol/L, and that of dissolved inorganic phosphorus was about 0.5 μmol/L.

The toxicological test was conducted by creating artificial model microcosms of algal communities. For this purpose, the filtered seawater under investigation was transferred to 250 mL glass flasks and solutions of toxicants were added. The samples were incubated inside a refrigeration camera equipped with an LED light source (the flasks were illuminated from below) and internal ventilation. The original temperature relay was disabled and replaced with an electronic controller that allows the cooling or heating mode to be adjusted with an accuracy of ± 0.1 °C. During the experiment, the temperature in the camera was maintained at 10°C. The samples were cultivated at an illumination of 150 μE/$m/^2$/s and a light-dark cycle of 12:12 hours. The abiotic conditions set in the experiments were similar to those recorded at the time of sampling. The experiment lasted 10 days. The 10-day period allowed to assess the acute response of the phytoplankton community to the effects of atrazine and glyphosate, as microalgae have a short generation time and respond quickly to changes in growth conditions. Samples for cytometric and PAM fluorometric analysis were collected on days 2, 3, 4, 7, 9, and 10 of the experiment.

Chemically pure herbicides glyphosate (CAS 1071-83-6 inStockChinaSolarbio, 95%) and atrazine (CAS 1912-24-9 ChinaSolarbio, 97%) obtained from MolecuLab (Russia) were used as toxicants. Toxicant solutions were prepared from stock solutions of glyphosate and atrazine. In the test flasks, the glyphosate addition was 0, 10, 50, 250 μg/L, and the atrazine addition was 0, 10, 20, 25, and 100 μg/L, respectively. Herbicide concentrations were selected based on the results of our own preliminary studies (data not shown) and previously obtained results (Caux and Kent, 1995; Solomon et al., 1996; Solomonova et al., 2024). Samples without toxicants were used as control. Each experimental variant was duplicated in three replicates.

2.2. Research methods

The abundance of pico- (cell size 0.2–2 μm) and micro-nano phytoplankton (cell size 2–20 μm) was determined using a MACS Quant Analyzer flow cytometer (Miltenyi Biotec, Germany), equipped with three lasers (405 nm, 488 nm, 635 nm). Cytometric analysis of samples was performed in the Collective Use Center "Spectrometry and Chromatography" of A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas Russian Academy of Sciences (IBSS). The FSC Express 7 Research Edition software was used for data processing. Microalgae cell populations were identified on cytometric scatter plots based on forward scatter (FS) and autofluorescence of individual cells in the red (FL4, 675 nm) region of the spectrum, as shown in Figure 1. Orange fluorescence of phycoerythrin (FL2, 575 nm) was used to identify clusters of picocyanobacteria of the genus *Synechococcus* (Mukhanov et al., 2016). These groups form clusters on cytograms, which are characterized by a high content of phycoerythrin and its absence in picoplankton phytoplankton (Fig. 1b). However, on the second day of the experiment, this group of microorganisms was not identified on cytograms and was excluded from further analysis of the data obtained.

The fluorescence of the algae pigment complex was measured using a Mega-25m fluorometer with pulse modulation of the excitation light at a wavelength of 455 nm (Gene and Cell Therapy LLC, Russia) (Pogosyan et al., 2009). All fluorescence parameters were determined in the red region of the spectrum at a wavelength of 680 nm. Before measurement, the samples were kept in darkness for 15 minutes. After the dark adaptation period, the parameters F_0 and F_m

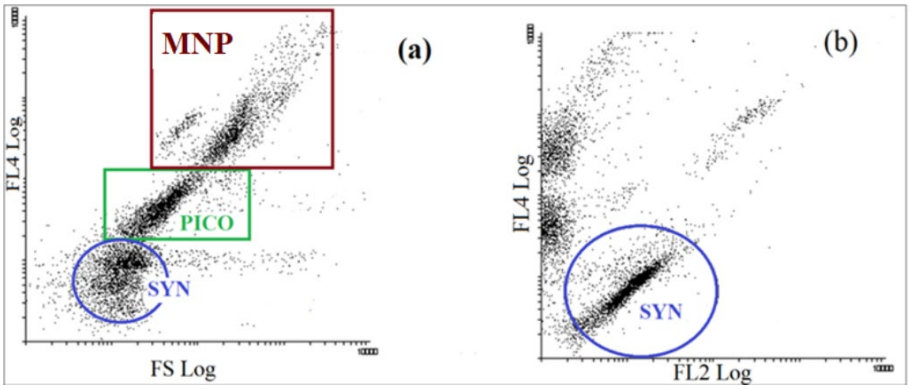


Fig.1. Identification of Black Sea phytoplankton clusters obtained using flow cytometry: pico- (PICO), micro-nano- phytoplankton (MNP), cyanobacteria of the genus *Synechococcus* (SYN) in the space of variables of forward light scattering (FSC-A (FS)) and red fluorescence (PerCP-Vio (FL4)) of chlorophyll (a). Phycoerythrin-containing cyanobacteria in the space of red fluorescence (PerCP-Vio (FL4)) and orange fluorescence ((PE-A (FL2)) variables (b).

were measured, where F_0 is the fluorescence value of chlorophyll *a* at open reaction centers, measured 2.5 μs after the start of irradiation with an intensity of 5000 μE/m/^{2}/s (pulse frequency 16 Hz); F_m is the maximum fluorescence of chlorophyll *a* at closed reaction centers, measured 1s after the start of irradiation with an intensity of 5000 μE/m/^{2}/s (pulse frequency 80 Hz).

Relative variable fluorescence (Fv/Fm), which characterizes the maximum quantum efficiency of light energy utilization, was calculated using the formula:

$$\frac{Fv}{Fm} = \frac{Fm - F0}{Fm}.$$

The relative electron transport rate (rETR) at a given constant light intensity I was calculated using the formula:

$$rETR = \frac{F'm - F'0}{F'm} \cdot I,$$

where: F′m – maximum fluorescence of chlorophyll *a* under constant illumination; F'_0 – zero fluorescence of chlorophyll *a* under constant illumination; I – intensity of constant illumination 500 μE/m/^{2}/s.

2.3. Statistical analysis

Statistical data processing was performed using standard software packages Microsoft Excel 7.0 (Microsoft Office) and Grapher-16 (Golden Software). The values presented in the graphs and table represents the average of three measurements. The bars in the graphs represent the standard deviations of the described values. The reliability of the differences between samples was assessed using Tukey's HSD test with a significance level of $p < 0.05$. EC_{50} values were calculated by interpolating the curves of cell number changes from pollutant concentration in relation to the control group without pollutant.

3. Results and Discussion

3.1. The effect of atrazine and glyphosate on the growth of the phytoplankton community.

The addition of toxicants to experimental microcosms led to changes in the abundance and functional state of phototrophic microorganisms. Figures 2 and 3 show the dynamics of pico- and micro-nanophytoplankton abundance depending on the concentration of atrazine and glyphosate. The results showed that atrazine is more toxic to both size groups of algae. Suppression of algae population growth rates was observed at 10 μg/L of herbicide. At higher concentrations of the pollutant, its toxic effect on pico- and micro-nano phytoplankton increased. On the 2 day of the experiment, a twofold decrease in MNP abundance relative to the control was observed at an atrazine concentration of 32 μg/L (EC_{50}). On days 3 and 4 of the experiment, the value of this parameter was 26 and 22 μg/L, respectively.

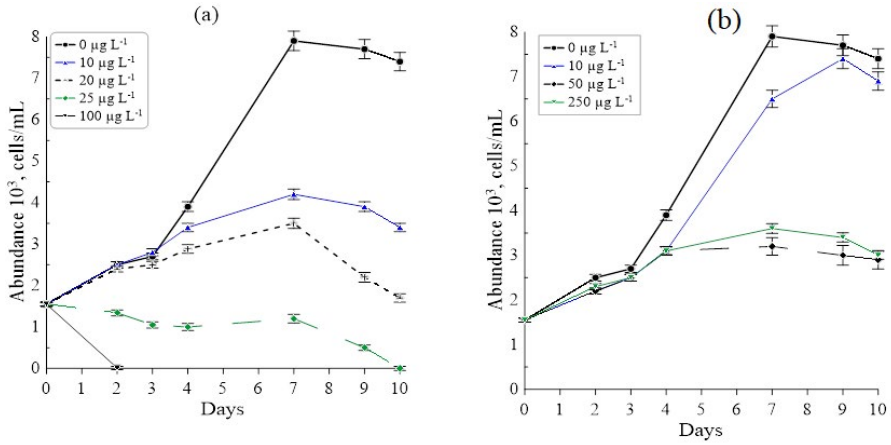


Fig.2. Effect of the herbicides atrazine (a) and glyphosate (b) on the growth of micro-nano- phytoplankton.

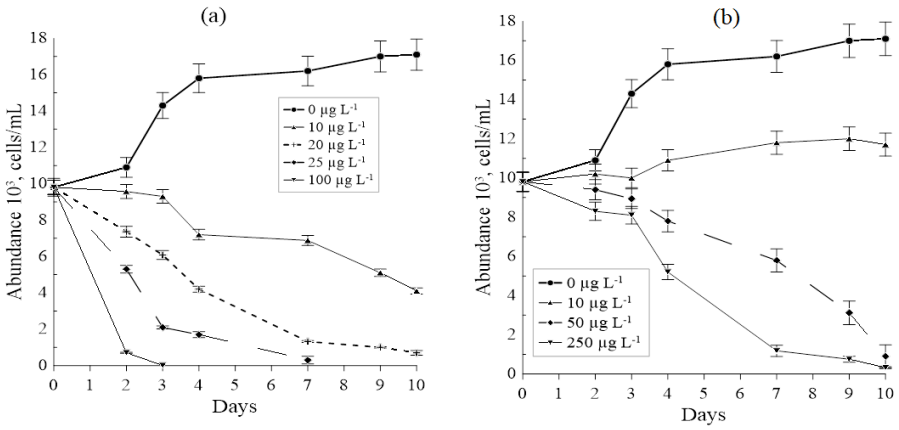


Fig.3. Effect of the herbicides atrazine (a) and glyphosate (b) on the growth of picoeukaryotic phytoplankton.

The addition of glyphosate did not result in statistically significant differences in MNP growth at the initial stage of the experiment (1-3 days) (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). On day 4, the number of cells in samples with glyphosate decreased by 20% relative to the control. However, at 10 μg/L of glyphosate, MNP growth recovered, indicating that the cells had adapted to the changed growth conditions. It is possible that the mineralization of glyphosate by the bacterial community contributed to the further development of micro-nano-phytoplankton under the given conditions. At 50 and 250 μg/L of glyphosate, this effect was not observed; on the contrary, cell division stopped when algae were further cultivated under these conditions. The EC_{50} value was calculated on the 7th day of cultivation and amounted to 28 μg/L.

The picofraction of phytoplankton showed greater sensitivity to the action of the herbicides studied compared to MNP. As shown in Figure 3, the growth of pico-phytoplankton was significantly inhibited by atrazine in a dose-dependent manner. At herbicide concentrations of 10, 20, 25, and 100 μg/L on the 2 day of the experiment, the pico-phytoplankton content decreased by approximately 12% ± 2%, 33% ± 3%, 51% ± 3%, and 94% ± 5% compared to the native sample, indicating the acute toxicity of atrazine to the pico-phytoplankton community. Further cultivation of pico-phytoplankton under these conditions led to its death. On the 3 day of exposure, the EC_{50} was 16 μg/L for this size group.

The addition of glyphosate also led to a sharp decrease in the abundance of pico-phytoplankton on the 3 day of the experiment. At 10 μg/L of glyphosate, picoplankton algae stopped growing. No statistically significant changes in cell numbers were observed during further cultivation of algae under these conditions (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). At 50 and 250 μg/L of glyphosate, a progressive increase in inhibition was observed. The EC_{50} calculated for 4 days of cultivation was 50 μg/L.

Analysis of literature data showed that the concentration of atrazine in biosamples from various areas of the World Ocean ranges from 20 to 600 μg/L, remaining in the water column for 1 hour to 10 days (Solomon et al., 1996; Graymore et al., 2001; Nödler et al., 2013). The EC_{50} calculated in our experiment on the second day for MNP is 32 μg/L, which is at the lower limit of concentrations recorded in the natural environment, thus representing a reasonable and realistic level of exposure for phytoplankton in the Black Sea. In studies (Jüttner et al., 1995; Bérard and Benninghoff, 2001; Knauert et al., 2008), it was noted that the presence of atrazine in water leads to shifts in the species composition of phytoplankton, which contributes to changes in competitive hierarchies. The authors of the study (Pinckney et al., 2002) concluded that dinoflagellates are more resistant to atrazine than diatom microalgae. The presence of glyphosate in aquatic ecosystems not only inhibits the growth of microalgae or eliminates certain species (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024), but also affects the structure of the microbial community (Pérez et al., 2007; Vera et al., 2012). The species structure of the community shifts from green and diatom algae sensitive to glyphosate to cyanobacteria resistant to glyphosate. The authors of the study (Lozano et al., 2018) show that periphyton exhibits greater resistance to this pollutant, as it is less susceptible to its active ingredients and commercial compositions than planktonic microalgae.

We found that herbicides inhibit the picofraction of phytoplankton more significantly. This may be due to the smaller size of PE cells and, as a result, the larger surface-to-volume ratio of the cells (Echeveste et al., 2010a). In addition, small-cell algae have limited resources for detoxification, in particular, reduced compensatory mechanisms, reduced nutrient reserves, and higher metabolic activity (Echeveste et al., 2010b). Such damage to the picofraction of phytoplankton poses a potential threat to aquatic ecosystems, leading to disruption of the microbial loop, changes in carbon flows, and restructuring of the entire trophic network.

3.2. The effect of atrazine and glyphosate on the photosynthetic activity of the phytoplankton community

Chlorophyll fluorescence parameters were determined for the entire phytoplankton community. The results obtained allowed us to identify the main trends in changes in the photosynthetic activity of the natural algal community under the influence of the studied toxicants (Figs. 4, 5). In the control sample (without the addition of pollutants), the quantum efficiency of pho-

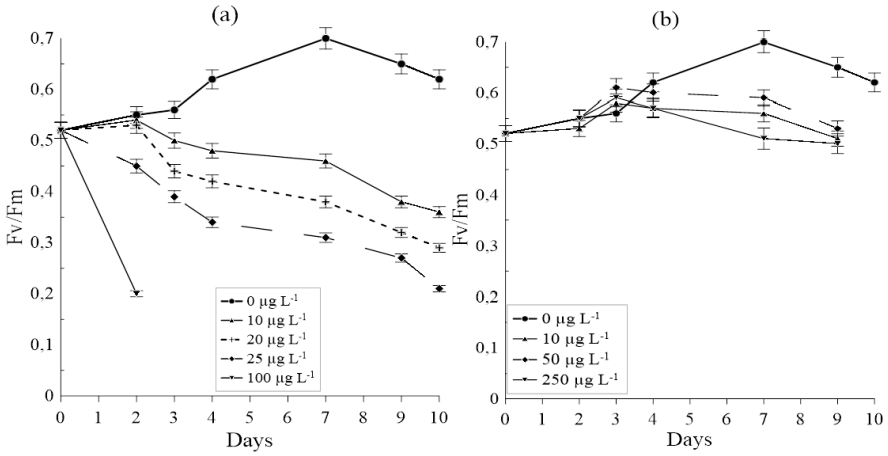


Fig.4. Effect of the herbicides atrazine (a) and glyphosate (b) on the efficiency of the photosynthetic apparatus of the natural phytoplankton community.

tosystem 2, characterized by the relative fluorescence variable (Fv/Fm), and the relative electron transport rate (rETR) were higher than 0.6 and 0.2, respectively, throughout the experiment. Such values indicate high photosynthetic activity of algae (Suggett et al., 2004).

When atrazine is added, direct inhibition of algal photosynthesis is observed through the blocking of PSII activity: a sharp drop in Fv/Fm and rETR values, as shown in Figures 4a and 5a. The obtained result confirms the results previously presented in the literature that atrazine is an inhibitor of photosystem II (PSII). Its molecule reversibly binds to the QB site of the D1 protein in PSII, blocking the transfer of electrons from plastoquinone (PQ) to the next acceptor, which leads to the cessation of NADPH and ATP synthesis in the light reactions of photosynthesis and the accumulation of reactive oxygen species (ROS) that cause oxidative stress in cells (Graymore et al., 2001).

Changes in the photosynthetic parameters of the phytoplankton community under the influence of glyphosate correlated with the growth characteristics of algae. At the initial stage of cultivation, this herbicide did not have a significant effect on the efficiency of the photosynthetic apparatus of the natural phytoplankton community. Further growth of algae in the range of concentrations studied led to a decrease in the Fv/Fm parameter to values of 0.5 (Fig. 4b), which indicates its indirect effect on photosynthetic processes in the cell. At the same time, it is important to note that the blocking of cell division without further elimination of MNP in the concentration range of 5-250 µg/L may be due to the gradual accumulation of metabolic imbalance or changes in the composition of the community (Ilikchyan, 2009; Saxton et al., 2011). For example, towards dinoflagellates capable of using glyphosate directly as a source of phosphorus (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024) or after bacterial mineralization (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024). A similar pattern was observed in the effect of glyphosate on the relative rate of electron transport in phytoplankton.

Thus, pico-phytoplankton (PE) exhibits 1.5-2 times greater sensitivity to atrazine (EC_{50} 16 µg/L) compared to MNP (EC_{50} 22-32 µg/L), reacts to glyphosate faster (3 days) than MNP (4-7 days) and demonstrates more pronounced dose-dependent inhibition. Micro-nanophytoplankton (MNP) is more resistant, shows the ability to adapt at low concentrations of glyphosate and requires higher concentrations to achieve EC_{50}, as shown in Table 1.

4. Conclusion

The results of the study showed that atrazine is more toxic to phytoplankton than glyphosate, which is due to different mechanisms of action on the cell. Atrazine inhibits the photosynthetic activity of microalgae, while glyphosate blocks cellular meta-

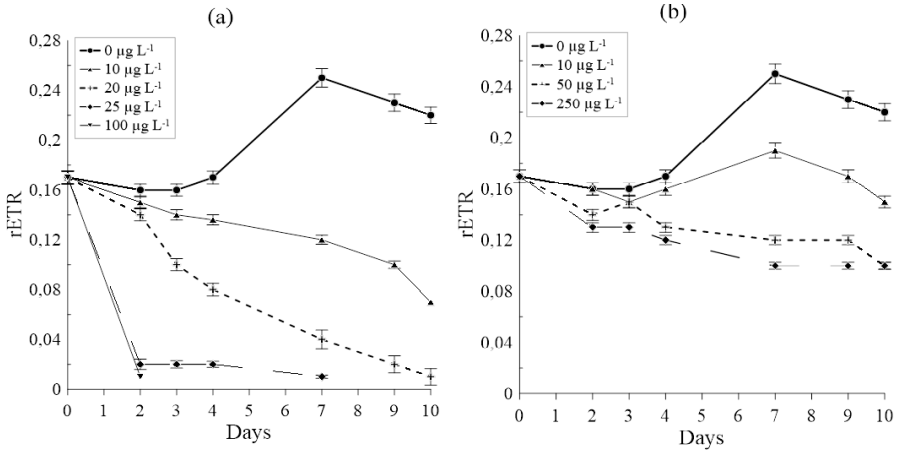


Fig.5. Effect of atrazine (a) and glyphosate (b) on the relative rate of electron transport in phytoplankton.

Table 1. Comparative analysis of the mechanisms of action of the studied herbicides on micro-nano phytoplankton

Herbicide	Atrazine		Glyphosate
Time for the effect to manifest	0-24 hours		72-96 hours
EC_{50} concentration	22-32 μg/L (2-4 days)		28 μg/L (7 day)
Nature of impact	Direct inhibition of photosynthesis		Indirect metabolic disorder
Adaptability	Not available		Fvailable at ≤10 μg/L
Critical concentration for complete inhibition	50 μg/L		250 μg/L
Parameter	Control	Atrazine (10 μg/L)	Glyphosate (50 μg/L)
Fv/Fm	>0.6	<0.3 (24 h)	0.5 (96 h)
rETR	>0.2	<0.05	0.1-0.15
Response time	-	Minutes-hours	A day

bolic processes. Atrazine exhibits pronounced size-dependent toxicity, with the greatest negative impact on pico-phytoplankton (EC_{50} = 16 μg/L). Micro-nano-phytoplankton exhibits high resistance to atrazine (EC_{50} = 22-32 μg/L). Unlike atrazine, glyphosate has a delayed effect on microalgae. For micro-nano- phytoplankton, the effect of the herbicide is observed after 4 days. Picofitoplankton reacts quickly to glyphosate: on the 3 day at 50 μg/L, a twofold decrease in abundance was recorded.

The practical conclusions of our study allow us to identify pico-phytoplankton as an important bioindicator for monitoring aquatic ecosystems, and fluorescence parameters can serve as early markers of stress. Recommendations for standardisation include establishing safe concentrations of atrazine (less than 5 μg/L) and glyphosate (less than 10 μg/L) to protect against negative impacts on ecosystems. Future research should focus on studying the synergistic effects of pollutants and the mechanisms of interaction between bacteria and algae to gain a deeper understanding of the dynamics of aquatic ecosystems and develop methods for their protection.

Acknowledgements

As part of the project (Russian Science Foundation grant No. 24-24-00269), the effect of glyphosate on the phytoplankton community was studied. The impact of atrazine on the phytoplankton community was studied as part of the state assignment of of IBSS state research assignment "Transformation of the structure and functions of marine pelagic ecosystems under the anthropogenic load and climate change" (No. 124030400057-4).

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

Bérard A., Benninghoff C. 2001. Pollution-induced community tolerance (PICT) and seasonal variations in the sensitivity of phytoplankton to atrazine in nanocosms. Chemosphere 45(4-5): 427-437. DOI: 10.1016/S0045-6535(01)00063-7

Caux P.Y., Kent R.A. 1995. Towards the development of a site-specific water quality objective for atrazine in the Yamaska River, Quebec, for the protection of aquatic life. Water Quality Research Journal 30(2): 157-178. DOI: 10.2166/wqrj.1995.020

Duke S.O., Powles S.B. 2008. Glyphosate: a once in a century herbicide. Pest Management Science: formerly Pesticide Science 64(4): 319-325. DOI: 10.1002/ps.1518

Echeveste P., Agustí S., Dachs J. 2010. Cell size dependent toxicity thresholds of polycyclic aromatic hydrocarbons to natural and cultured phytoplankton populations. Environmental pollution 158(1): 299-307. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.07.006

Echeveste P., Dachs J., Berrojalbiz N. et al. 2010. Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. Chemosphere 81(2): 161-168. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.06.072

El-Sheekh M.M., Kotkat H.M., Hammouda O.H. 1994. Effect of atrazine herbicide on growth, photosynthesis, protein synthesis, and fatty acid composition in the unicellular green alga *Chlorella kessleri*. Ecotoxicology and environmental safety 29(3): 349-358. DOI: 10.1016/0147-6513(94)90007-8

Forney D.R., Davis D.E. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. Weed Science 29(6): 677-685. DOI: 10.1017/S0043174500040261

Giddings J.M. 2005. Atrazine in North American surface waters: A probabilistic aquatic ecological risk assessment. SETAC.

Graymore M., Stagnitti F., Allinson G. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. Environment international 26(7-8): 483-495. DOI: 10.1016/S0160-4120(01)00031-9

Hess F.D. 2000. Light-dependent herbicides: an overview. Weed Science 48(2): 160-170. DOI: 10.1614/0043-1745(2000)048[0160:LDHAO]2.0.CO;2

Ilikchyan I.N. 2009. Phosphonates utilization in marine and freshwater picocyanobacteria. Doctoral dissertation, Bowling Green State University, USA.

Jüttner I., Peither A., Lay J.P. et al. 1995. An outdoor mesocosm study to assess ecotoxicological effects of atrazine on a natural plankton community. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(4): 435-441. DOI: 10.1007/BF00208371

Knauert S., Escher B., Singer H. et al. 2008. Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. Environmental Science & Technology 42(17): 6424-6430. DOI: 10.1021/es072037q

Lozano V.L., Vinocur A.Y., García C.S. et al. 2018. Effects of glyphosate and 2, 4-D mixture on freshwater phytoplankton and periphyton communities: a microcosms approach.

Ecotoxicology and Environmental Safety 148: 1010-1019. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.12.006

Mukhanov V.S., Rylkova O.A., Churilova T.Y. et al. 2016. Structure and seasonal trophodynamics of picophytoplankton in Sevastopol bay and adjacent waters (the Black Sea). Microbiology 85: 553-561. DOI: 10.1134/S002626171605012X

Narayanan M., Devarayan K., Verma M. et al. 2024. Assessing the ecological impact of pesticides/herbicides on algal communities: A comprehensive review. Aquatic Toxicology 268: 106851. DOI: 10.1016/j.aquatox.2024.106851

Nödler K., Licha T., Voutsa D. 2013. Twenty years later–atrazine concentrations in selected coastal waters of the Mediterranean and the Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 70(1-2): 112-118. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.02.018

Pérez G.L., Torremorell A., Mugni H. et al. 2007. Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. Ecological Applications 17(8): 2310-2322. DOI: 10.1890/07-0499.1

Pinckney J.L., Örnólfsdóttir E.B., Lumsden S.E. 2002. Estuarine phytoplankton group-specific responses to sublethal concentrations of the agricultural herbicide, atrazine. Marine Pollution Bulletin 44(10): 1109-1116. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00165-0

Pogosyan S.I., Gal'chuk S.V., Kazimirko Y.V. et al. 2009. The use of the fluorimeter "MEGA-25" to determine the amount of phytoplankton and assess the state of its photosynthetic apparatus. Voda: himiya i ekologiya [Water: Chemistry and Ecology] 6: 34–40. (In Russian)

Saxton M.A., Morrow E.A., Bourbonniere R.A. et al. 2011. Glyphosate influence on phytoplankton community structure in Lake Erie. Journal of Great Lakes Research 37(4): 683-690. DOI: 10.1016/j.jglr.2011.07.004

Solomon K.R., Baker D.B., Richards R.P. et al. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. Environmental Toxicology and Chemistry 15(1): 31-76. DOI: 10.1002/etc.5620150105

Solomonova E., Shoman N., Akimov A. 2024. Differential responses of diatom and dinophyte microalgae to the presence of glyphosate herbicide in the medium. Regional Studies in Marine Science 73: 103514. DOI: 10.1016/j.rsma.2024.103514

Stauber J.L., Davies C.M. 2000. Use and limitations of microbial bioassays for assessing copper bioavailability in the aquatic environment. Environmental Reviews 8(4): 255-301. DOI: 10.1139/a00-010

Steinrücken H.C., Amrhein N. 1980. The herbicide glyphosate is a potent inhibitor of 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase. Biochemical and Biophysical Research Communications 94(4): 1207-1212. DOI: 10.1016/0006-291X(80)90547-1

Suggett D.J., MacIntyre H.L., Geider R.J. 2004. Evaluation of biophysical and optical determinations of light absorption by photosystem II in phytoplankton. Limnology and Oceanography Methods 2(10): 316-332. DOI: 10.4319/lom.2004.2.316

Vera M.S., Di Fiori E., Lagomarsino L. et al. 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor® on freshwater microbial communities. Ecotoxicology 21(7): 1805-1816. DOI: 10.1007/s10646-012-0915-2

Wang C., Lin X., Li L. et al. 2016. Differential growth responses of marine phytoplankton to herbicide glyphosate. PloS one 11(3): e0151633. DOI: 10.1371/journal.pone.0151633

Оригинальная статья

Оценка токсического действия гербицидов атразина и глифосата на фитопланктонное сообщество Черного моря

Соломонова Е.С.*, Шоман Н.Ю., Акимов А.И.

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр "Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук", Севастополь, Россия

АННОТАЦИЯ. Проведена оценка влияния гербицидов глифосата и атразина на рост и фотосинтетическую активность сообщества фитопланктона Черного моря в весенний период. Установлено, что атразин более токсичен для фитопланктона, чем глифосат. Размерная структура фитопланктонного сообщества является важным фактором, определяющим его чувствительность к воздействию гербицидов. Пикофитопланктон более чувствителен к воздействию поллютантов, чем микро-нанофитоплактон. Атразин ингибирует рост фитопланктона уже через 24ч воздействия, оказывая наибольшее негативное влияние на пикофитопланктон (EC_{50} = 16 мкг/л). Нанофитопланктон проявляет большую устойчивость к атразину (EC_{50} = 22-32 мкг/л). Глифосат, в отличие от атразина, оказывает отсроченное воздействие на микроводоросли. Для микро-нанофитопланктона эффект воздействия гербицида становится заметным через 4 суток. Пикофитопланктон реагирует на глифосат быстрые: на третий день при 50 мкг/л зафиксировано двукратное снижение численности. Рекомендуется применение фракции пикофитопланктона как биоиндикатора для мониторинга водных экосистем, а параметров флуоресценции в качестве ранних маркеров стресса. Безопасные концентрации атразина и глифосата для водных экосистем не превышают 5 и 10 мкг/л.

Ключевые слова: фитопланктон, биоиндикация, фотосинтез, поллютанты, гербициды, атразин, глифосат

Для цитирования: Соломонова Е.С., Шоман Н.Ю., Акимов А.И. Оценка токсического действия гербицидов атразина и глифосата на фитопланктонное сообщество Черного моря // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 644-658. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-644

1. Введение

Ксенобиотики – чужеродные соединения, индуцирующие в клетках микроводорослей разнообразные ответные реакции: от повреждения внутриклеточных компонентов до полной гибели. Растущий с каждым годом спрос на гербициды, их массовое и бесконтрольное использование приводит к увеличению концентрации данной группы поллютантов в водной среде. В свою очередь физиологические и биохимические сходства между водорослями и наземными растениями усиливают потенциально опасные риски для фототрофных оксигенных микроорганизмов. Увеличение концентрации гербицидов в водоемах может привести не только к угнетению роста альгоценозов, но и к нарушению функциональной устойчивости экосистем в целом.

В литературе уже показано, что при выращивании отдельных видов водорослей на средах, содержащих различные концентрации гербицидов, наблюдается подавление их роста и работы фотосинтетического аппарата, увеличение выработки продукции активных форм кислорода и нарушение других физиологических функций (Wang et al., 2016; Narayanan et al., 2024). Фосфонатный гербицид глифосат (N-(фосфономил)глицин) является основным активным ингредиентом препарата Раундап™ и наиболее широко используемым химическим гербицидом во всем мире (Duke and Powles, 2008). Глифосат представляет собой гербицид широкого спектра действия, который действует как аналог глицина, ингибируя синтез ароматических аминокислот, действующих на 5-енол-пирувылшимат-3-фосфатную (EPSP) синтазу (Steinrücken and

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: solomonov83@mail.ru (Е.С. Соломонова)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

Amrhein, 1980). Ранее нами было показано, что влияние глифосата на отдельных представителей планктонных микроводоросли достаточно видоспенцифично (Solomonova et al., 2024). Добавление глифоста в культивационную среду оказывает, как положительное действие (источник питательных веществ в результате высвобождение органического фосфора), так и отрицательное (как токсичное соединение) (Ilikchyan, 2009; Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024).

Атразин (2-хлор-4-этиламино-6-изопропламино-с-триазин) также является одним из наиболее часто используемых сельскохозяйственных гербицидов и в достаточном количестве присутствует в поверхностных водах. Основное действие атразина направлено на ингибирование фотосинтеза растений (Graymore et al., 2001). Данный гербицид блокирует поток электронов между фотосистемой II (PSII) и фотосистемой I (PSI) путем обратимого связывания с пластохиноном-переносчиком электронов, что останавливает производство NADPH и АТФ, необходимых в цикле Кальвина, а также приводит к фотоокислительному стрессу в клетках, содержащих хлорофилл (Forney and Davis, 1981; Hess, 2000). Кроме того, атразин имеет относительно низкое сродство к органическому углероду в почве, умеренно растворим в воде, и может сохраняться в полевых условиях в течение нескольких месяцев после применения (Solomon et al., 1996; Giddings, 2005). В работе (El-Sheekh et al., 1994) показано, что сублетальные концентрации атразина индуцировали общее торможение роста, фотосинтеза и темнового дыхания у зеленой водоросли *Chlorella kessleri*. Они также приводили к прогрессирующему снижению синтеза белка и влияли на состав полинасыщенных жирных кислот.

Дополнительным значимым аспектом, затрудняющим адекватную оценку воздействия гербицидов на водоросли, является недостаток данных о функционировании фитопланктона в естественных водных экосистемах, загрязненных указанными поллютантами. Большинство имеющихся экспериментальных данных получено при работе с отдельными представителями фототрофных микроорганизмов из разных систематических групп при различных условий культивирования в лабораторных условиях. Это ограничивает возможность переноса полученных результатов на сложные экосистемы, где взаимодействие между организмами и внешней средой является более комплексным (Stauber and Davies, 2000).

В связи с этим, целью работы была оценка влияния гербицидов глифосата и атразина на рост и фотосинтетическую активность сообщества фитопланктона Черного моря.

2. Материалы и методика исследований

2.1. Отбор проб

Пробы морской воды отбирали в 10-литровый поликарбонатный бак из поверхностного слоя (0-10 м) на станции, расположенной на севастопольском взморье между бухтами Карантинная и Севастопольская (Севастополь, Черное море 44°38′ с.ш., 33°33′ в.д.), в марте 2025 года. Затем сразу же доставляли в лабораторию, где фильтровали воду через нейлоновую сетку с размером ячеек 300 мкм для удаления мезозоопланктона. На момент отбора проб температура на поверхности воды составляла 10°C, интенсивность падающей на поверхность моря ФАР была равна 13 Э/м^{2}день (LI-COR Light level meter LI-1500 with LI-190R Quantum sensors, USA). Содержание растворенного неорганического азота находилось в пределах $3 \div 3.2$ мкмоль/л, а растворенного неорганического фосфора – около 0.5 мкмоль/л.

Токсикологический тест проводился путем создания искусственных модельных микрокосмов альгоценоза. Для этого исследуемую отфильтрованную морскую воду переносили в стеклянные колбы объемом 250 мл и добавляли растворы токсикантов. Инкубацию образцов проводили внутри холодильной камеры, оборудованной светодиодным источником света (освещение колб осуществлялось снизу) и внутренней вентиляцией. Собственное температурное реле отключалось и было заменено электронным регулятором, позволяющим настраивать режим охлаждения или нагревания, с точностью ± 0.1 °C. В ходе эксперимента в камере поддерживалась температура 10°C. Пробы культивировались при освещенности 150 мкЕ м$^{-2}$ с$^{-1}$ и свето-темновом режиме 12:12ч. Заданные абиотические условия в экспериментах были аналогичны, зафиксированным на момент отбора проб. Длительность эксперимента составила 10 суток. Выбранный 10-дневный период позволил оценить острую реакцию сообщества фитопланктона на воздействие атразина и глифосата, поскольку микроводоросли имеют короткое время генерации и быструю ответную реакцию на изменение условий роста. Пробы для цитометрического и PAM-флуориметрического анализа отбирались на 2, 3, 4, 7, 9 и 10 сутки эксперимента.

В качестве токсиканта использовали химически-чистые гербициды глифосат(CAS 1071-83-6 inStockChinaSolarbio, 95%) и атразин (CAS 1912-24-9 ChinaSolarbio, 97%), которые был получены от компании MolecuLab (Россия). Из маточных растворов глифосата и атразина готовили растворы токсикантов. В опытных колбах добавка глифосата составила 0, 10, 50, 250 мкг/л, аатразина 0, 10, 20, 25 и 100 мкг/л соответственно. Концентрации исследуемых гербицидов были выбраны на основании результатов собственных предварительных исследований (данные не показаны), а также ранее полученных результатах (Caux and Kent, 1995; Solomon et al., 1996; Solomonova et al., 2024). Образцы без добавления токсикантов были использованы в качестве контроля. Каждый вариант эксперимента дублировался в 3 повторностях.

2.2. Методы исследований

Численность пико- (размер клеток — 0.2–2 мкм) и микро-нанофитопланктона (размер клеток

— 2–20 мкм) определяли с помощью проточного цитометра MACS Quant Analyzer flow cytometer (Miltenyi Biotec, Germany), оснащенного тремя лазерами (405 nm, 488 nm, 635 nm). Цитометрический анализ проб проводили в ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ. The FSC Express 7 Research Edition software was used for data processing. Популяции клеток микроводорослей были идентифицированы на цитометрических точечных графиках на основе прямого светорассеяния (FS) и автофлуоресценции отдельных клеток в красной (FL4, 675 нм) области спектра, что показано на Рисунке 1. Оранжевая флуоресценция фикоэритрина (FL2, 575 нм) была использована для идентификации кластеров пикоцианобактерий рода *Synechococcus* (Mukhanov et al., 2016). Эти группы образуют кластеры на цитограммах, которые характеризуются высоким содержанием фикоэритрина и его отсутствием у пикоэукариотического фитопланктона (Рис. 1б). Однако уже на вторые сутки эксперимента данная группа микроорганизмов не идентифицировалась на цитограммых и была исключена из дальнейшего анализа полученных данных.

Измерение флуоресценции пигментного комплекса водорослей проводили на флуориметре «Мега–25м» с импульсной модуляцией возбуждающего света на длине волны 455 нм (ООО «Генная и клеточная терапия», Россия) (Погосян и др., 2009). Определение всех флуоресцентных параметров проводили в красной области спектра на длине волны 680 нм. Перед измерением пробы выдерживали 15 минут в темноте. После периода темновой адаптации измеряли параметры F_0 и F_m, где F_0 – величина флуоресценции хлорофилла *a* при открытых реакционных центрах, измеренная через 2.5 мкс от начала облучения с интенсивностью 5000 мкмоль фотон/(м^2 с) (частота импульсов 16 Гц); F_m– максимальная флуоресценция хлорофилла *a* при закрытых реакционных центрах, измеренная через 1 с от начала облучения с интенсивностью 5000мкмоль фотон/(м^2 с) (частота импульсов 80 Гц).

Относительную вариабельную флуоресценцию (Fv/Fm), характеризующую максимальную квантовую эффективность использования световой энергии, рассчитывали по формуле:

$$\frac{Fv}{Fm} = \frac{Fm - F0}{Fm}.$$

Величину rETR при определенной интенсивности постоянного света I рассчитывали по формуле:

$$rETR = \frac{F'm - F'0}{F'm} \cdot I,$$

где: F'm – максимальная флуоресценция хлорофилла a на фоне постоянного освещения; F'0 – нулевая флуоресценция хлорофилла *a* при постоянном освещении; I – интенсивность постоянного освещения 500 мкмоль фотон/(м^2 с).

2.3. Статистический анализ

Статистическую обработку данных проводили с использованием стандартных программных пакетов «Microsoft Exel 7.0» (Microsoft Office), «Grapher-16» (Golden Software). Значения, представленные на графиках и в таблице, представляют собой среднее значение трех измерений. Бары на графиках представлены в виде стандартных отклонений описанных значений. Достоверность различий между выборками оценивали с помощью теста Tukey's HSD с уровнем значимости $p < 0{,}05$. Значения EC_{50} были рассчитаны путём интерполяции кривых изменения численности клеток от концентрации поллютанта по отношению к контрольной группе без поллютанта.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Влияние атразина и глифосата на рост фитопланктонного сообщества.

Добавление токсикантов в экспериментальные микрокосмы приводило к изменению численности и функционального состояния фототрофных микроорганизмов. На Рисунках 2 и 3 представлена динамика изменения численности пико и микро - нанофитопланктона при добавлении в среду атразина и глифосата разной концентрации. Нами выявлено, что для обеих исследуемых размерных групп водорослей более токсичным является атразин.

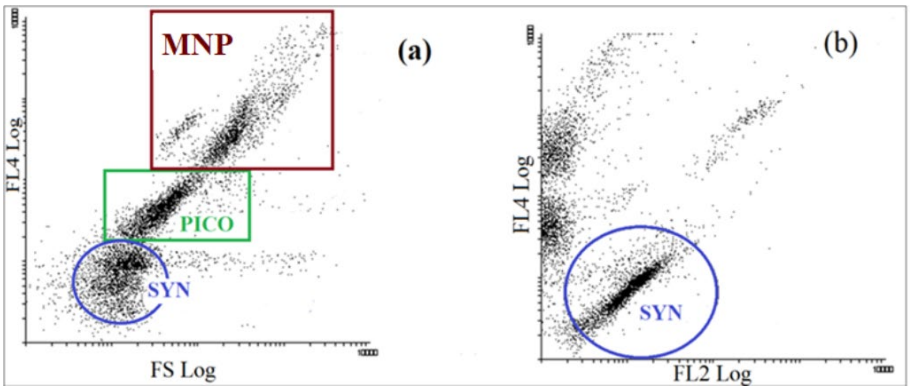


Рис.1. Идентификация кластеров фитопланктона Черного моря, полученных с помощью проточной цитометрии: пико- (PICO), микро-нанофитопланктон (MNP), цианобактерии рода *Synechococcus*(SYN) в пространстве переменных прямого светорассеяния (FSC-A (FS)) и красной флуоресценции (PerCP-Vio (FL4)) хлорофилла (а). Фикоэритрин содержащие цианобактерии в пространстве переменных красной флуоресценции (PerCP-Vio (FL4)) и оранжевой флуоресценции ((PE-A (FL2)) (б).

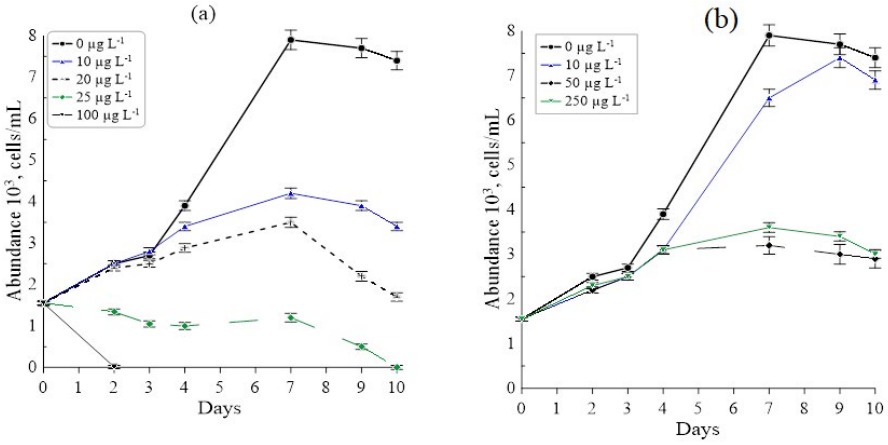


Рис.2. Влияние гербицидов атразина (а) и глифосата (б) на рост микро-нанофитопланктона.

Подавление темпов роста популяций водорослей отмечено уже при 10 мкг/л данного гербицида. При увеличении концентрации поллютанта его токсическое действие на пико и микро-нанофитопланктон возрастало. Так, на 2 сутки эксперимента двукратное снижение численности MNP относительно контроля наблюдалось при концентрации атразина 32 мкг/л (EC_{50}). На 3 и 4 сутки эксперимента значение данного параметра составило 26 и 22 мкг/л соответственно.

Добавление глифосата в исследуемых концентрациях не приводило к статистически значимым различиям в росте MNP на начальном этапе эксперимента (первые четверо суток) (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). На 4 сутки численность клеток в образцах с глифосатом снизилась на 20% относительно контроля. Однако дальнейший рост MNP в условиях загрязненности глифосатом в концентрации 10 мкг/л восстанавливался, указывая на адаптацию клеток к изменившимся условиям роста. Возможно, последующая минерализация глифосата бактериальным сообществом также способствовала дальнейшему развитию микро-нанофитоплактона в заданных условиях. При концентрации глифосата 50 и 250 мкг/л данного эффекта не наблюдалось и замедление скорости роста водорослей при дальнейшем культивировании сопровождалось полной остановкой деления клеток. Значение EC_{50} было рассчитано на 7 сутки культивирования и составило 28 мкг/л.

Пикофракция фитопланктона показала большую чувствительность к действию исследуемых гербицидов по сравнению с MNP. Как показано на Рисунке 3, рост пикофитопланктона значительно ингибировался атразином дозозависимым образом по сравнению с таковым в контрольной группе. После воздействия данного гербицида в концентрациях 10, 20, 25 и 100 мкг/л на 2 сутки эксперимента содержание пикофитопланктона снизилось примерно на 12% ± 2%, 33%± 3%, 51% ± 3% и 94% ± 5% по сравнению нативным образцом, что указывает на острую токсичность атразина для сообщества пикофитопланктона. И дальнейшее культивирование в данных условиях приводило к гибели ПЭ. На 3 сутки экспозиции EC_{50} составило 16 мкг/л для данной размерной группы.

Добавление глифосата также приводило к резкому снижению численности пикофитопланктона уже на 3 сутки эксперимента. При концентрации глифосата 10 мкг/л пикоэукариотические водоросли останавливали свой рост, не вызывая статистически значимых изменений в численности клеток при дальнейшем культивировании в заданных условиях (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). При концентрациях глифоста 50 и 250 мкг/л наблюдалось прогрессирующее усиление ингибирования. При воздействии глифосата EC_{50} рассчитано на 4 сутки культивирования (до этого не наблюдалось 50% снижения численности ПЭ) и составило 50 мкг/л.

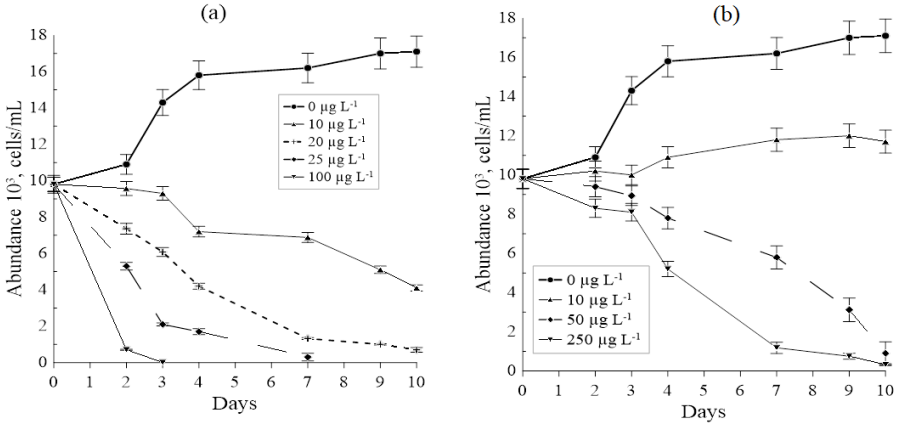


Рис.3. Влияние гербицидов атразина (а) и глифосата (б) на рост пикоэукариотического фитопланктона.

Анализ литературных данных показал, что концентрация антразина в биопробах из различных участков Мирового океана колеблется от 20 до 600 мкг/л, сохраняясь в водной толще от 1 часа до 10 дней (Solomon et al., 1996; Graymore et al., 2001; Nödler et al., 2013). Рассчитанная нами EC_{50} на вторые сутки для MNP составляет всего 32 мкг/л, что находится на нижней границе регистрируемых концентраций в природной среде, тем самым представляя собой разумный и реалистичный уровень воздействия на фитопланктон Черного моря. В работах (Jüttner et al., 1995; Bérard and Benninghoff, 2001; Knauert et al., 2008) отмечено, что присутствие данного гербицида в водной толще приводит к сдвигам в видовом составе фитопланктона, что способствует изменениям в конкурентных иерархиях. Авторы в своем исследовании (Pinckney et al., 2002) пришли к выводу, что динофлагелляты обладают более высокой устойчивостью к действию атразина, по сравнению с представителями диатомовых микроводорослей. Присутствие глифосата в водной экосистеме также не только сопровождается блокировкой роста микроводорослей или элиминаций отдельных видов (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024), но и влияет на структуру микробного сообщества (Pérez et al., 2007, Vera et al., 2012). Видовая структура сообщества смещается от чувствительных к глифосату зеленых и диатомовых водорослей к устойчивым к глифосату цианобактериям. Авторами в работе (Lozano et al., 2018) показано, что перифитон проявляет большую устойчивость к данному поллютанту, так как он менее подвержен влиянию его активных ингредиентов и коммерческих составов, чем планктонные микроводоросли.

При этом нами получено, что ингибирование пикофракции фитопланктона исследуемыми поллютантами более выражено. Это может быть обусловлено меньшим размером клеток ПЭ и как следствие большим отношением поверхности к объему клетки (Echeveste et al., 2010a). Кроме того мелкоклеточные водоросли имеют ограниченные ресурсы для детоксикации, в частности меньшие возможности компенсаторных механизмов, сниженный резерв питательных веществ и более высокую метаболическую активность (Echeveste et al., 2010b). Такое повреждение пикофракции несет потенциальную угрозу для водных экосистем, приводя к нарушению микробной петли, изменению потоков углерода и перестройке всей трофической сети.

3.2. Влияние атразина и глифосата на фотосинтетическую активность фитопланктонного сообщества.

Параметры флуоресценции хлорофилла были определены для всего фитопланктонного сообщества. Полученные результаты позволили определить основные тенденции изменения фотосинтетической активности природного альгоценоза при воздействии исследуемых токсикантов (Рис. 4, 5). В контрольной пробе (без добавления поллютантов) квантовая эффективность работы фотосистемы 2, характеризуемая величиной относительной переменной флуоресценции (Fv/Fm), и относительная скорость электронного транспорта (rETR) были выше 0.6 и 0.2 соответственно на протяжении всего эксперимента. Такие значения указывают на высокую фотосинтетическую активность водорослей (Suggett et al., 2004).

При добавлении атразина наблюдается прямое ингибирование фотосинтеза водорослей через блокировку работы ФСII: резкое падение значений Fv/Fm и rETR, что показано на Рис. 4a, 5a. Подученный результат подтверждает раннее представленные в литературе результаты, что атразин является ингибитором фотосистемы II (ФСII). Его молекула обратимо связывается с QB-сайтом D1-белка в ФСII, блокируя перенос электронов от пластохинона (PQ) к следующему акцептору, что приводит к прекращению синтеза NADPH и АТФ в световых реакциях фотосинтеза и накоплению реактивных форм кислорода (АФК), вызывающих окислительный стресс в клетках (Graymore et al., 2001).

Изменение фотосинтетических параметров фитопланктонного сообщества при воздействии глифосата коррелировало с ростовыми характеристиками водорослей. На начальном этапе культивирования данный гербицид не оказывал значительного влияние на эффективность работы фотосинтетического аппарата природного сообщества фитопланктона. Дальнейший рост водорос-

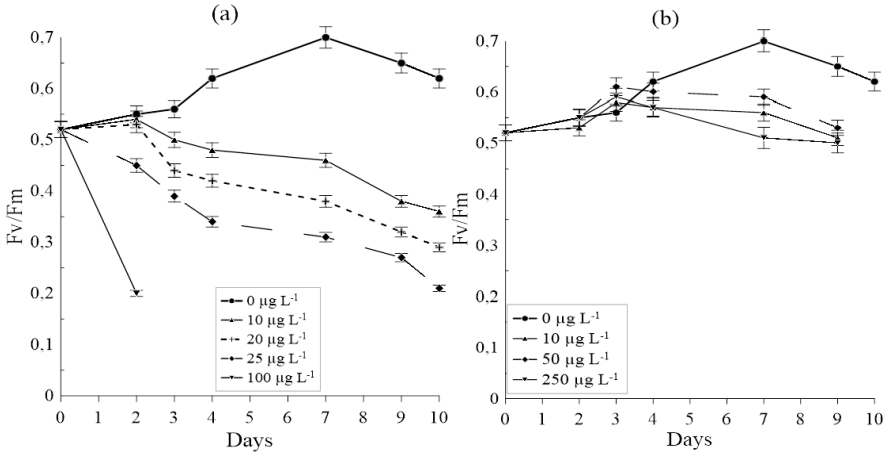


Рис.4. Влияние гербицидов атразина (а) и глифосата (б) на эффективность работы фотосинтетического аппарата природного сообщества фитопланктона.

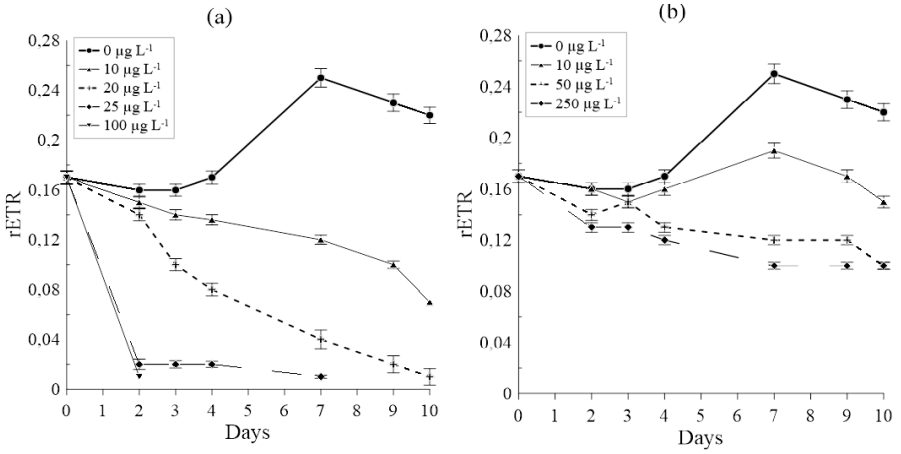


Рис.5. Влияние атразина (а) и глифосата (б) на относительную скорость электронного транспорта фитопланктона.

лей в диапазоне исследуемых концентраций приводил к снижению параметра Fv/Fm до значений 0.5 (Рис. 4б), что свидетельствует о его косвенном влиянии на фотосинтетические процессы в клетке. При этом, важно отметить, что блокирование деления клеток без дальнейшей элиминации NMP в диапазоне концентраций 5-250 мкг/л может быть обусловлено постепенным накоплением метаболического дисбаланса или изменением состава сообщества (Ilikchyan, 2009; Saxton et al., 2011). Например, в сторону динофлагелят, способных использовать глифосат напрямую как источник фосфора (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024) или после бактериальной минерализации (Wang et al., 2016; Solomonova et al., 2024). Аналогичный характер наблюдался и при влиянии глифосата на относительную скорость электронного транспорта фитопланктона.

Таким образом, пикофитопланктон (ПЭ) проявляет в 1.5-2 раза большую чувствительность к атразину (EC_{50} 16 мкг/л) по сравнению с MNP (EC_{50} 22-32 мкг/л), реагирует на глифосат быстрее (3 сутки), чем MNP (4-7 сутки) и демонстрирует более выраженное дозозависимое ингибирование. Микро-нанофитопланктон (MNP) обладает большей устойчивостью, проявляет способность к адаптации при низких концентрациях глифосата и требует более высоких концентраций для достижения $EC_{50,}$ что показано в Таблице 1.

4. Заключение

Результаты исследования показали, что атразин более токсичен для фитопланктона, чем глифосат, что обусловлено разным механизмом воздействия на клетку. Атразин ингибирует фотосинтетическую активность микроводорослей, в то время как глифосат блокирует клеточные метаболические процессы. Атразин демонстрирует выраженную размер-зависимую токсичность, оказывая наибольшее негативное влияние на пикофитопланктон (EC_{50} = 16 мкг/л). Микро-нанофитопланктон проявляет большую устойчивость к атразину (EC_{50} = 22-32 мкг/л). Глифосат, в отличие от атразина, оказывает отсроченное воздействие на микроводоросли. Для микро-нанофитопланктона эффект воздействия гербицида становится заметным через 4 суток. Пикофитопланктон реагирует на глифосат быстрые: на третий день при 50 мкг/л зафиксировано двукратное снижение численности.

Практические выводы нашего исследования позволяют выделить пикофитопланктон как важный биоиндикатор для мониторинга водных экосистем, а параметры флуоресценции могут служить ранними маркерами стресса. Рекомендации по нормированию включают установление безопасных концентраций атразина (менее 5 мкг/л) и глифосата (менее 10 мкг/л) для защиты от негативного воздействия на экосистемы. Будущие исследования

Таблица 1. Сравнительный анализ механизмов воздействия исследуемых гербицидов для микро-нанофитоплакнтона

Гербицид	**Атразин**		**Глифосат**
Время проявления эффекта	0-24 часа		72-96 часов
Концентрация EC50	22-32 мкг/л (2-4 сутки)		28 мкг/л (7 сутки)
Характер воздействия	Прямое ингибирование фотосинтеза		Косвенное метаболическое нарушение
Возможность адаптации	Отсутствует		Наблюдается при ≤10 мкг/л
Критическая концентрация полного ингибирования	50 мкг/л		250 мкг/л
Параметр	Контроль	Атразин (10 мкг/л)	Глифосат (50 мкг/л)
Fv/Fm	>0.6	<0.3 (24 ч)	0.5 (96 ч)
rETR	>0.2	<0.05	0.1-0.15
Время реакции	-	Минуты-часы	Сутки

должны сосредоточиться на изучении синергизма влияния загрязнителей и механизмов взаимодействия между бактериями и водорослями для более глубокого понимания динамики водных экосистем и разработки методов их защиты.

Благодарности

В рамках проекта (грант Российского научного фонда № 24-24-00269) исследовано влияние глифосата на фитопланктонное сообщество. Влияние атразина на фитопланктонное сообщество исследовалось в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ «Трансформация структуры и функций морских пелагических экосистем под воздействием антропогенной нагрузки и изменения климата» (№ 124030400057-4).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Погосян С.И., Гальчук С.В., Казимирко Ю.В. и др. 2009. Применение флуориметра “МЕГА-25” для определения количества фитопланктона и оценки состояния его фотосинтетического аппарата. Вода: химия и экология 6: 34–40.

Bérard A., Benninghoff C. 2001. Pollution-induced community tolerance (PICT) and seasonal variations in the sensitivity of phytoplankton to atrazine in nanocosms. Chemosphere 45(4-5): 427-437. DOI: 10.1016/S0045-6535(01)00063-7

Caux P.Y., Kent R.A. 1995. Towards the development of a site-specific water quality objective for atrazine in the Yamaska River, Quebec, for the protection of aquatic life. Water Quality Research Journal 30(2): 157-178. DOI: 10.2166/wqrj.1995.020

Duke S.O., Powles S.B. 2008. Glyphosate: a once in a century herbicide. Pest Management Science: formerly Pesticide Science 64(4): 319-325. DOI: 10.1002/ps.1518

Echeveste P., Agustí S., Dachs J. 2010. Cell size dependent toxicity thresholds of polycyclic aromatic hydrocarbons to natural and cultured phytoplankton populations. Environmental pollution 158(1): 299-307. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.07.006

Echeveste P., Dachs J., Berrojalbiz N. et al. 2010. Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. Chemosphere 81(2): 161-168. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.06.072

El-Sheekh M.M., Kotkat H.M., Hammouda O.H. 1994. Effect of atrazine herbicide on growth, photosynthesis, protein synthesis, and fatty acid composition in the unicellular green alga *Chlorella kessleri*. Ecotoxicology and environmental safety 29(3): 349-358. DOI: 10.1016/0147-6513(94)90007-8

Forney D.R., Davis D.E. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. Weed Science 29(6): 677-685. DOI: 10.1017/S0043174500040261

Giddings J.M. 2005. Atrazine in North American surface waters: A probabilistic aquatic ecological risk assessment. SETAC.

Graymore M., Stagnitti F., Allinson G. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. Environment international 26(7-8): 483-495. DOI: 10.1016/S0160-4120(01)00031-9

Hess F.D. 2000. Light-dependent herbicides: an overview. Weed Science 48(2): 160-170. DOI: 10.1614/0043-1745(2000)048[0160:LDHAO]2.0.CO;2

Ilikchyan I.N. 2009. Phosphonates utilization in marine and freshwater picocyanobacteria. Doctoral dissertation, Bowling Green State University, USA.

Jüttner I., Peither A., Lay J.P. et al. 1995. An outdoor mesocosm study to assess ecotoxicological effects of atrazine on a natural plankton community. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(4): 435-441. DOI: 10.1007/BF00208371

Knauert S., Escher B., Singer H. et al. 2008. Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. Environmental Science & Technology 42(17): 6424-6430. DOI: 10.1021/es072037q

Lozano V.L., Vinocur A.Y., García C.S. et al. 2018. Effects of glyphosate and 2, 4-D mixture on freshwater phytoplankton and periphyton communities: a microcosms approach. Ecotoxicology and Environmental Safety 148: 1010-1019. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.12.006

Mukhanov V.S., Rylkova O.A., Churilova T.Y. et al. 2016. Structure and seasonal trophodynamics of picophytoplankton in Sevastopol bay and adjacent waters (the Black Sea). Microbiology 85: 553-561. DOI: 10.1134/S002626171605012X

Narayanan M., Devarayan K., Verma M. et al. 2024. Assessing the ecological impact of pesticides/herbicides on algal communities: A comprehensive review. Aquatic Toxicology 268: 106851. DOI: 10.1016/j.aquatox.2024.106851

Nödler K., Licha T., Voutsa D. 2013. Twenty years later–atrazine concentrations in selected coastal waters of the Mediterranean and the Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 70(1-2): 112-118. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.02.018

Pérez G.L., Torremorell A., Mugni H. et al. 2007. Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. Ecological Applications 17(8): 2310-2322. DOI: 10.1890/07-0499.1

Pinckney J.L., Örnólfsdóttir E.B., Lumsden S.E. 2002. Estuarine phytoplankton group-specific responses to sublethal concentrations of the agricultural herbicide, atrazine. Marine Pollution Bulletin 44(10): 1109-1116. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00165-0

Saxton M.A., Morrow E.A., Bourbonniere R.A. et al. 2011. Glyphosate influence on phytoplankton community structure in Lake Erie. Journal of Great Lakes Research 37(4): 683-690. DOI: 10.1016/j.jglr.2011.07.004

Solomon K.R., Baker D.B., Richards R.P. et al. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. Environmental Toxicology and Chemistry 15(1): 31-76. DOI: 10.1002/etc.5620150105

Solomonova E., Shoman N., Akimov A. 2024. Differential responses of diatom and dinophyte microalgae to the presence of glyphosate herbicide in the medium. Regional Studies in Marine Science 73: 103514. DOI: 10.1016/j.rsma.2024.103514

Stauber J.L., Davies C.M. 2000. Use and limitations of microbial bioassays for assessing copper bioavailability in the aquatic environment. Environmental Reviews 8(4): 255-301. DOI: 10.1139/a00-010

Steinrücken H.C., Amrhein N. 1980. The herbicide glyphosate is a potent inhibitor of 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase. Biochemical and Biophysical Research Communications 94(4): 1207-1212. DOI: 10.1016/0006-291X(80)90547-1

Suggett D.J., MacIntyre H.L., Geider R.J. 2004. Evaluation of biophysical and optical determinations of light absorption by photosystem II in phytoplankton. Limnology and Oceanography Methods 2(10): 316-332. DOI: 10.4319/lom.2004.2.316

Vera M.S., Di Fiori E., Lagomarsino L. et al. 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor® on freshwater microbial communities. Ecotoxicology 21(7): 1805-1816. DOI: 10.1007/s10646-012-0915-2

Wang C., Lin X., Li L. et al. 2016. Differential growth responses of marine phytoplankton to herbicide glyphosate. PloS one 11(3): e0151633. DOI: 10.1371/journal.pone.0151633

Original Article

Spatial distribution of zooplankton communities in the littoral zone in small lakes of Nizhny Novgorod Region (European Russia)

Gavrilko D.E.*, Bubnov V.A., Sarapkin A.Yu., Zhikharev V.S.

National Research Lobachevsky State University of Nizhny Novgorod, Gagarin Avenue, 23, Nizhny Novgorod, 603022, Russia

ABSTRACT. Aquatic macrophytes in the littoral zone of lakes act as a powerful environmental factor, shaping the spatial distribution of aquatic organisms. The study examined the distribution patterns of zooplankton communities across the transverse profile of macrophyte beds in the littoral zone of small lakes in the Nizhny Novgorod region. It was found that in the studied biotopes, macrophyte beds altered several water parameters and created their gradient. The analysis revealed that, from the shoreline helophyte and mixed vegetation toward the open water, zooplankton communities exhibited a gradual shift in dominant and subdominant species, a decrease in the proportion of cladocerans, and an increase in rotifers. The type of biotope had the greatest influence on the species structure of zooplankton communities. The study also analyzed the preference of certain zooplankton species for macrophyte beds of different life forms. A decline in species richness and zooplankton biomass was observed at the edge of vegetation near the open water. It was concluded that the succession of plants from different ecological groups along the transverse profile of the macrophyte zone drives changes in environmental factors and planktonic invertebrate communities in an ecocline-like manner.

Keywords: rotifers, crustaceans, species structure, macrophytes, small lakes, ecocline

For citation: Gavrilko D.E., Bubnov V.A., Sarapkin A.Yu., Zhikharev V.S. Spatial distribution of zooplankton communities in the littoral zone in small lakes of Nizhny Novgorod Region (European Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 659-680. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-659

1. Introduction

The littoral zone of water bodies is one of the primary links in the general chain of aquatic ecosystems production (Zimbalevskaya et al., 1987), in which the main structuring role is played by higher aquatic plants (Lauridsen et al., 1998; Lucena-Moya and Duggan, 2011; Choi et al., 2015). The littoral zone of lakes is characterized by the highest biodiversity and bioproductivity, with the most intensive biological and chemical processes (Littoral..., 2011). It plays an extremely important role as a biofilter, intercepting a significant part of nutrients coming from the watershed (Semenchenko et al., 2013).

Macrophytes act as an environment-forming factor in aquatic ecosystems, determining the development of all components of the plankton community (Kurbatova et al., 2019). Species diversity and structure of zooplankton communities are clearly related to the spatial heterogeneity of the littoral, which is determined by the type and level of development of macrophytes (Semenchenko et al., 2013). Heterogeneity of the aquatic environment created by macrophytes acts as a key factor of high species richness and density of zooplankton in the coastal zone of water bodies (Scheffer, 2004; Kuczynska-Kippen, 2006; Bolduc et al., 2016).

In ecology, the spatial distribution of communities is described by organismal theory (Clements, 1916) and continuum concept (Ramenskiy, 1924; Gleason, 1926). Within these concepts, ecotones and ecoclines are distinguished as transitions between communities. Ecotones are areas of relatively rapid change that form a narrow ecological zone between two distinct and relatively homogeneous community types. Ecoclines, gradient zones containing relatively heterogeneous communities, represent a boundary of more gradual change between two communities (van der Maarel, 1990). In aquatic ecosystems, the littoral zone is often considered as an ecotone (Ermokhin, 2007; Littoral..., 2011; Stolbunova, 2011). Gradient zones with a heterogeneous spectrum of transient macrozoobenthos (Attrill and Rundle, 2002) and fish (Barletta et al., 2008; Lima et al., 2019) communities in estuaries are considered

*Corresponding author.
E-mail address: dima_gavrilko@mail.ru (D.E. Gavrilko)

Received: July 29, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

as an ecocline. The formation of an ecocline for zooplankton communities in the littoral zone has not been previously discussed.

Habitat segregation, commonly understood as occupation of different depths, is a well-known phenomenon in natural zooplankton communities (Makarewicz and Likens, 1975; Semenchenko et al., 2013). However, there is still a lack of knowledge considering eventual species segregation within adjacent habitats (Kuczynska-Kippen, 2003). In the littoral zone, macrophytes form belts of plants of different ecological groups. Due to different morphological structure and density of thickets, macrophytes increase heterogeneity of the environment and can specifically change abiotic and biotic conditions for zooplankton organisms. Thus, spatial differentiation of zooplankton communities in the littoral zone may occur. Studying the relationship between the characteristics of macrophytes and zooplankton is becoming a central task in limnological studies (Choi et al., 2014).

The aim of the study was to determine the distribution patterns of zooplankton communities across the transverse profile of macrophyte thickets and to identify an ecocline in the littoral zone of lakes.

2. Material and methods

Zooplankton communities were studied in the littoral zone of lakes Charskoe (N 55.518430, E 43.186926) and Golovkovskoe (N 56.332851, E 43.705419) located in Nizhny Novgorod region and lakes Malyshevskoe (N 56.202787, E 43.828156) and Khalzovskoe (N 56.384321, E 43.860295) located within the city limits of Nizhny Novgorod. Lake Charskoe is a water body of karst origin, located 5 km north of the village of Mukhtolovo. It has an area of 31.2 ha, maximum depth of 16 m, average depth varies within 3 - 4 m (Bakka and Kiseleva, 2009). Lake Golovkovskoe is a small water body of suffusion origin, located 3 km west of Nizhny Novgorod in a forest area. It is characterized by shallow depths (maximum depth 3 m, average depth 1 - 2 m). Lakes Malyshevskoe and Khalzovskoe are floodplain water bodies with shallow depths (maximum depth 3 m, average depth 1.5 - 2 m). Studies were conducted from July 24 to 27, 2024 during the period of maximum development of macrophytes under optimal weather conditions (absence of wind and surge events and precipitation) in the daytime.

In Lake Charskoe, thickets of *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult. and *Nuphar lutea* (L.) Sm. were distinguished. In Lake Golovkovskoe, thickets of *Equisetum fluviatile* L. and *Nymphaea candida* J. Presl & C. Presl were identified. In Lake Malyshevskoe, mixed thickets of *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. with *Hydrocharis morsus-ranae* L. and thickets of *Ceratophyllum demersum* L. were distinguished. In Lake Khalzovskoe, thickets of *Glyceria maxima* with *Salvinia natans* (L.) All., *Sagittaria sagittifolia* L., and *Elodea canadensis* Michx. were observed. The thickets of *Equisetum fluviatile*, *Eleocharis palustris*, and *Sagittaria sagittifolia* formed a belt of emergent macrophytes (helophytes), *Nuphar lutea* and *Nymphaea candida* – a belt of floating-leaved macrophytes (pleustophytes), *Ceratophyllum demersum* and *Elodea canadensis* – a belt of submerged macrophytes. In each lake, a 10-m transect was established along the shoreline, within which zooplankton samples were collected every 2 m along a cross-sectional profile from the helophyte belt to the open water boundary. Five replicates were taken in each plant belt and at the open water interface (Fig. 1).

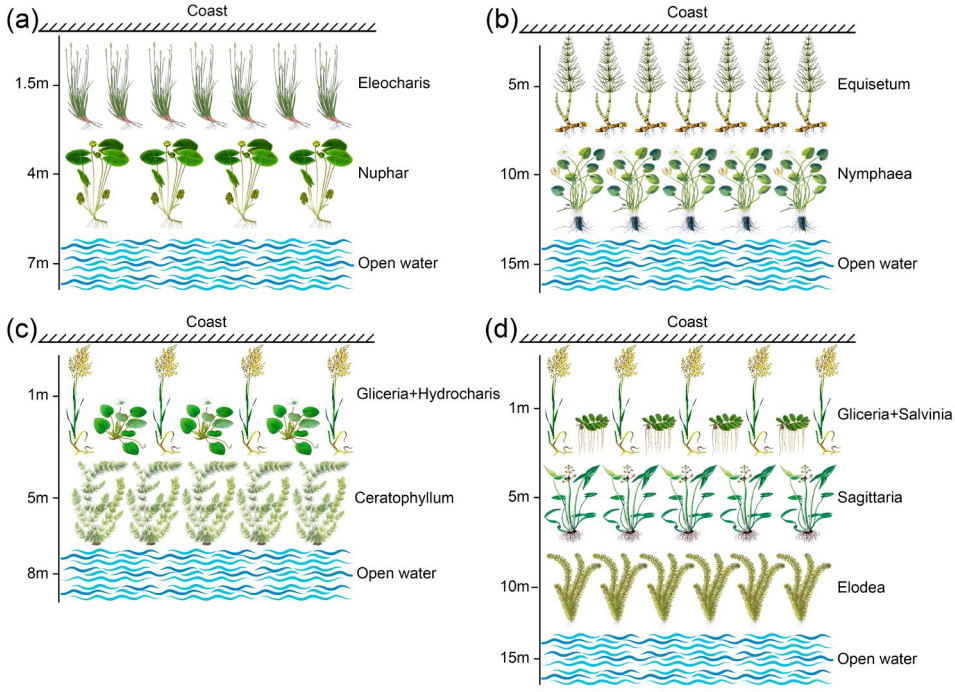


Fig.1. Location map of the studied biotopes of lakes Charske (a), Golovkovskoe (b), Malyshevskoe (c), and Khaltzovskoe (d). Eleocharis – *Eleocharis palustris* thickets, Nuphar – *Nuphar lutea* thickets, Equisetum – *Equisetum fluviatile* thickets, Nymphaea – *Nymphaea candida* thickets, Gliceria + Hydrocharis – *Glyceria maxima* thickets with *Hydrocharis morsus-ranae*, Ceratophyllum – *Ceratophyllum demersum* thickets, Gliceria + Salvinia – *Glyceria maxima* thickets with *Salvinia natans*, Sagittaria – *Sagittaria sagittifolia* thickets, Elodea – *Elodea canadensis* thickets, Open water – open water zone at the edge of the thickets. The numbers on the left indicate the distance from the shore.

Samples were taken with a measuring bucket by filtering 25 liters of water through a plankton net (70 μm mesh diameter). A total of 65 samples were collected. Samples were fixed with 40% formalin to a final concentration of 4%. Methods generally accepted in the practice of hydrobiological research were used for sample processing (Methods..., 2024). Zooplankton organisms were identified using identification guides (Determinator..., 2010; Korovchinsky et al., 2021b).

Abiotic and biotic parameters of the environment were measured simultaneously at each sampling point. Water transparency was determined using a Secchi disk. Temperature, pH, electrical conductivity of water, and chlorophyll *a* concentration were measured using an Aquared (UK) multiparameter probe, dissolved oxygen content was determined using MARK 303 (Russia). The projective cover of macrophytes was assessed using the generally accepted method (Papchenkov, 2001).

Dominant invertebrate species were identified by abundance, according to the Palya-Kownacki index (Shitikov et al., 2003). To analyze the structural indices of zooplankton communities we selected: species richness, total abundance and biomass of zooplankton, abundance of Rotifera, Cladocera, Copepoda. The Shapiro–Wilk, Anderson–Darling, and Lilliefors tests were used to determine deviations from normal distribution. Homogeneity of variances was assessed using the Levene test. To determine significant differences in the analyzed parameters, the Wilcoxon test, Welch's t-test, and Tukey's test with Westfall-Young correction were applied (Legendre and Legendre, 2012). Total abundance and biomass and abundances of taxonomic groups of zooplankton were logarithmized before analysis to better fit a normal distribution. Redundancy analysis (RDA) was used to assess the influence of environmental factors on the species structure of zooplankton communities. All analyses were performed using open-source software R (using standard functions and the following packages: nortest, car, multcomp, mvtnorm, readxl) (Borcard et al., 2011; R Core Team, 2025).

3. Results

The investigated macrophyte thickets exhibited varying degrees of projective cover: *Equisetum* (95%), *Nymphaea* (70-75%), *Eleocharis* (65-75%), *Nuphar* (60-70%), *Glyceria* with *Hydrocharis* (95-100%), *Ceratophyllum* (100%), *Glyceria* with *Salvinia* (100%), *Sagittaria* (75-85%), and *Elodea* (95%)

Pairwise comparisons of the main characteristics of the aquatic environment in different transects showed that most of the parameters differed statistically significantly between different zones. For example, in Lake Charskoe, water temperature, and chlorophyll *a* concentration were statistically significantly higher in the *Eleocharis* thickets than in the *Nuphar* thickets and open water zone (Fig. 2a, 2e). Water transparency increased significantly and pH decreased from the *Eleocharis* thickets to the open water zone (Fig. 2b, 2c). Water conductivity was lower in the *Eleocharis* thickets than in the open water zone (Fig. 2d). In Lake Golovkovskoe, water temperature was statistically lower in the *Equisetum* thickets and conductivity was higher than in the *Nymphaea* thickets and open water zone (Fig. 2f, 2i). Water transparency and pH differed significantly in all three zones (Fig. 2g, 2h).

In Lake Malyshevskoe, water transparency statistically significantly increased from the *Glyceria-Hydrocharis* thickets to the open water zone (Fig. 3a). In *Ceratophyllum* thickets, an increase in pH was observed compared to neighboring zones (Fig. 3b) and a decrease in oxygen concentration compared to the open water zone (Fig. 3c). In Lake Khalzovskoe, water temperature

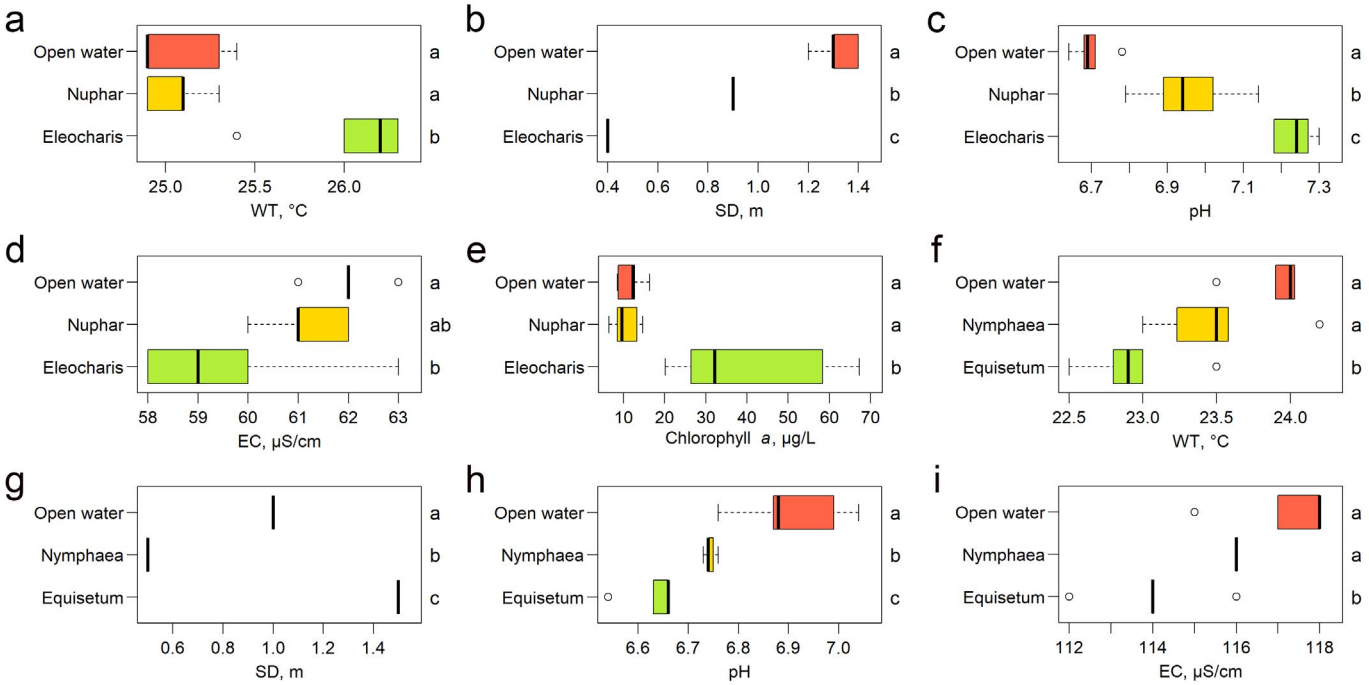


Fig.2. Boxplots of temperature (WT), transparency (SD), pH, conductivity (EC), and chlorophyll *a* concentration (Chlorophyll *a*) in the studied biotopes of lakes Charskoe (a-e) and Golovkovskoe (f-i). Biotopes are described as in Fig. 1. Compact letter designations were added to indicate significant differences.

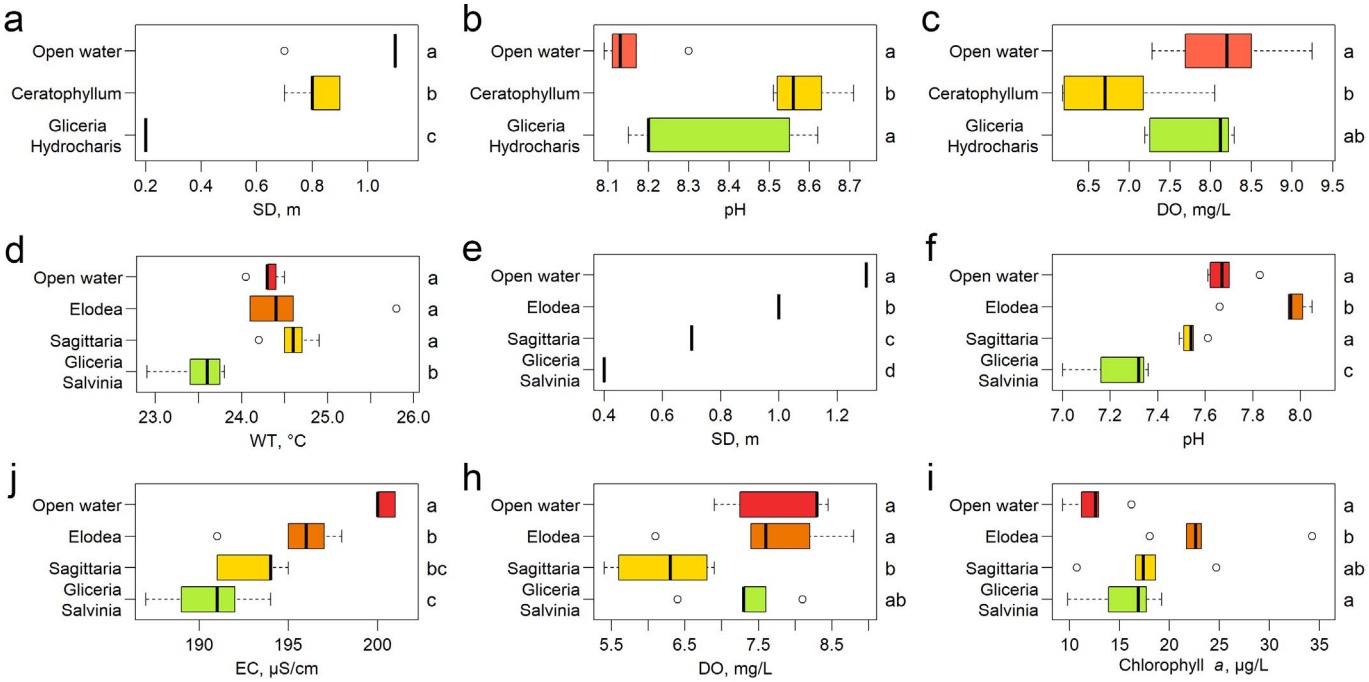


Fig.3. Boxplots of temperature (WT), transparency (SD), pH, dissolved oxygen concentration (DO), electrical conductivity (EC), and chlorophyll *a* concentration (Chlorophyll *a*) in the studied biotopes of lakes Malyshevskoe (a-c) and Khalzovskoe (d-i). Biotopes are described as in Fig. 1. Compact letter designations were added to indicate significant differences.

in the *Glyceria-Salvinia* thickets was statistically significantly lower than in other thickets and the open water zone (Fig. 3d). Water transparency and conductivity increased significantly from the *Glyceria-Hydrocharis* thickets to the open water zone (Fig. 3e, 3g), and water pH increased to the *Elodea* thickets and then decreased in the open water zone (Fig. 3f). The highest oxygen content was observed in the *Elodea* thickets and open water zone (Fig. 3h). The highest chlorophyll a content was recorded in Elodea thickets compared to *Glyceria* thickets and open water zone (Fig. 3i). Thus, in the studied biotopes, thickets of higher aquatic plants contribute to changes in a number of aquatic environmental parameters and form their gradient.

Analysis of the species structure of zooplankton communities of Lake Charskoe showed that there was a replacement of species in the dominant complex from *Eleocharis* thickets to the open water zone. The proportion of the main dominant species in the *Eleocharis* thickets of Lake Charskoe – the rotifer *Conochilus unicornis* Rousselet, 1892 decreased toward the open water zone, where it dropped out of the subdominant category. Simultaneously, the proportion of copepod nauplii copepoda and euplanktonic rotifers (*Polyarthra euryptera* Wierzejski, 1891 and *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)) increased. In the *Nuphar* thickets, the proportion of cladocerans *Polyphemus pediculus* (O.F. Müller, 1785) and *Pleuroxus truncatus* (O.F. Müller, 1785) increased while further decreasing toward the open water zone (Table 1).

Moving from the *Eleocharis* thickets toward the open water zone, the proportion of cladocerans in total zooplankton abundance and biomass decreased, while the share of copepods in total zooplankton biomass increased (Table 1).

An increase in species richness of zooplankton communities was observed in the *Nuphar* thickets compared to the *Eleocharis* thickets and open water zone (Fig. 4a). Total zooplankton biomass was statistically significantly higher in the *Nuphar* thickets than in the open water zone (Fig. 4c). The total copepod abundance was lower in the *Eleocharis* thickets compared to the *Nuphar* thickets and open water zone (Fig. 4f). No differences were found in total zooplankton abundance and the abundance of rotifers and cladocerans (Fig. 4b, 4d, 4e).

In Lake Golovkovskoye, a progressive increase in the proportion of nauplii copepoda and rotifers *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1776 and *Conochiloides coenobasis* Skorikov, 1914 was observed along the gradient from *Equisetum* thickets to open water. Concurrently, the contribution of crustaceans *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853) and *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller, 1776) decreased. In *Nymphaea* thickets, the share of cladocerans *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785) and *Sida crystallina* (O.F. Müller, 1776) rose, followed by a decline toward the open water zone (Table 1).

The proportion of rotifers in total zooplankton abundance and biomass increased with progression from the *Equisetum* thickets to the open water zone. The proportion of cladocerans in total abundance and biomass increased in the *Nymphaea* thickets and then decreased in the open water zone. The proportion of copepods showed the opposite trend (Table 1).

Species richness and total biomass of zooplankton communities were statistically significantly lower in the open water zone than in the macrophyte thickets (Fig. 4g, 4i). Total cladocerans abundance in the *Nymphaea* thickets was higher than in neighboring zones, and copepod numbers was lower than in the *Equisetum* thickets (Fig. 4k, 4l). No differences in total zooplankton and rotifer abundance were found (Fig. 4h, 4j).

Table 1. Indicators of species structure and quantitative development of zooplankton communities in lakes Charskoe and Golovkovskoe.

Lake Charskoe			
Indicator	**Eleocharis**	**Nuphar**	**Open water**
Species richness	50	55	32
Abundance, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	49:30:21	27:29:44	42:18:40
Biomass, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	2:95:3	3:85:12	8:74:18
Dominance index, %:			
Conochilus unicornis	49	20.44	0.16
Nauplii Copepoda	8.15	24.95	27.34
Lecane bulla	7.96	0.77	0.03
Copepodit Cyclopoida	7.35	16.95	9.67
Polyphemus pediculus	3.79	6.35	1.12
Pleuroxus truncatus	2.69	7.74	0.76
Polyarthra euryptera	0.02	4.86	22.73
Keratella cochlearis	0.01	0.11	21.9
Lake Golovkovskoe			
Indicator	**Equisetum**	**Nymphaea**	**Open water**
Species richness	73	62	43
Abundance, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	23:31:46	23:57:20	45:25:30
Biomass, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	1:60:39	5:91:4	35:37:28
Dominance index, %:			
Copepodit Cyclopoida	18.45	1.03	2.88
Nauplii Copepoda	15.32	17.75	26.85
Thermocyclops crassus	12.78	0.03	0.04
Scapholeberis mucronata	9.31	1.56	0.01
Sida crystallina	2.24	10.04	0.03
Bosmina longirostris	1.81	27.75	23.65
Brachionus calyciflorus	0.12	5.74	7.20
Conochiloides coenobasis	0.01	0.78	13.76

Similar results were obtained when analyzing the species structure of zooplanktocenoses of floodplain lakes. In Lake Malyshevskoe, the shares of the main dominants in the *Glyceria-Hydrocharis* thickets – the cladoceran *Alonella exigua* (Lilljeborg, 1901) and copepodite stages of copepods, and the subdominant *Coronatella rectangula* (Sars, 1862) – progressively decreased toward the open water zone. The proportion of rotifers *Plationus patulus* (Müller, 1786) *and Lecane luna* (Müller, 1776) and the cladoceran *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1785) increased in the *Ceratophyllum* thickets and decreased further in the open water zone. The euplanktonic rotifer *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832 was the main dominant species in the open water zone and did not occur in macrophyte thickets (Table 2).

Moving from the *Glyceria-Hydrocharis* thickets toward the open water zone, the zooplankton community exhibited a significant increase in rotifer proportion alongside decreasing contributions of cladocerans to both total abundance and biomass, as well as a reduction in copepod share of total biomass.

Total zooplankton abundance and biomass were statistically significantly different in all three zones and were higher in the *Ceratophyllum* thickets (Fig. 5b, 5c). Rotifer abundance was significantly higher in *Ceratophyllum* thickets (Fig. 5d), while cladoceran and copepod densities were lower in open water and showed no significant differences among thickets (Fig. 5e, f).

In Lake Khalzovskoe, no direct increase or decrease in the abundance of dominants and subdominants was observed due to the more complex structure of macrophyte thickets. Thus, the share of the dominant in *Glyceria-Salvinia* thickets – nauplii copepoda – decreased in *Sagittaria* and *Elodea* thickets while increasing in the open water zone. The proportions of the rotifer *L. bulla* (Gosse, 1886) and cyclopoid copepodites exhibited a unimodal distribution: decreasing in *Sagittaria* thickets, increasing in *Elodea* thickets, and declining again in open water. In contrast, the proportions of the rotifer *L. luna* and cladoceran *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine, 1820) increased in *Sagittaria* thickets before declining toward open water. Meanwhile, two other species – *C. quadrangula* (O.F. Müller, 1785)

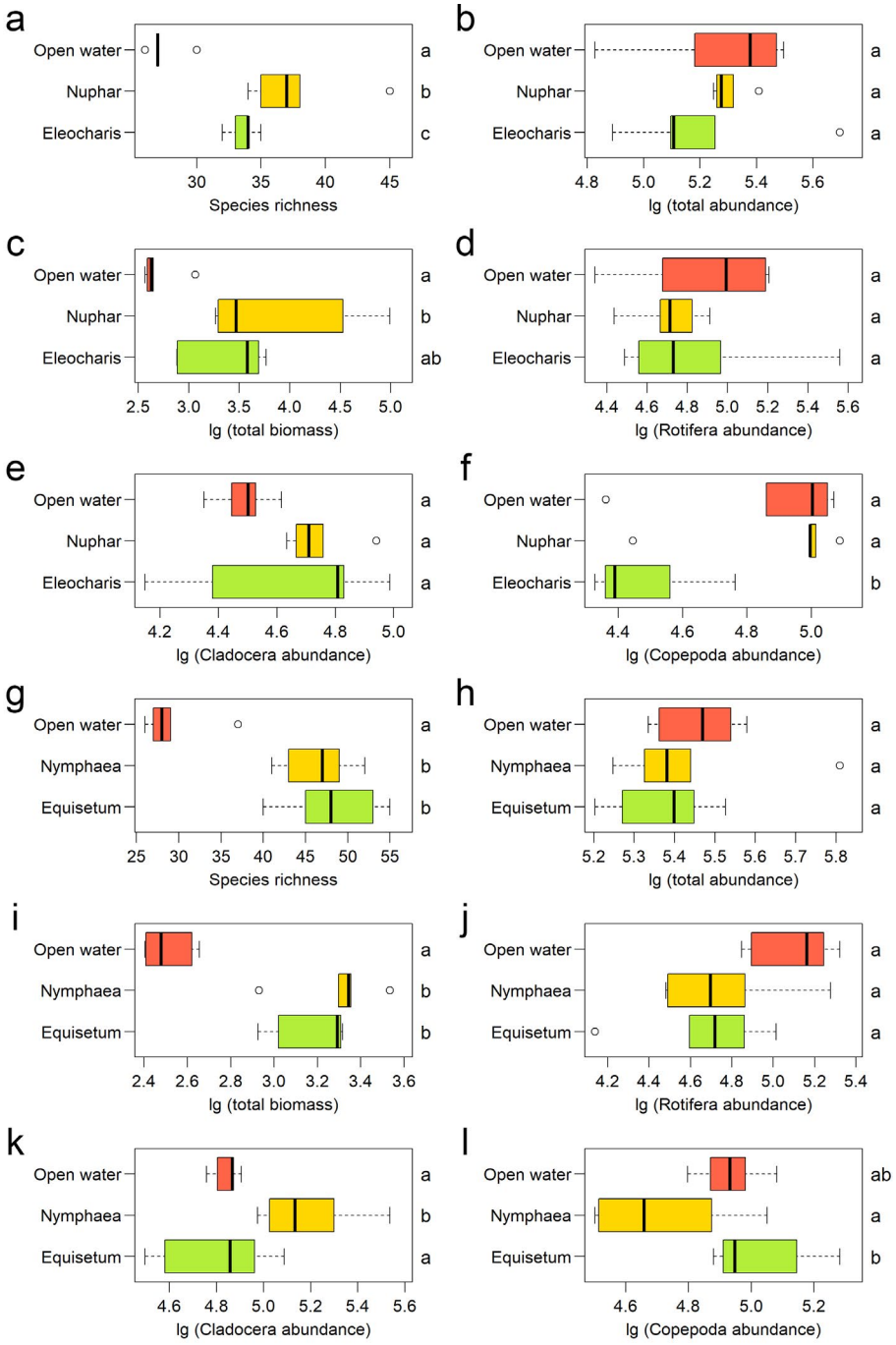


Fig.4. Boxplots of structural indices values of zooplankton communities in the studied biotopes of lakes Charskoe (a-f) and Golovkovskoe (g-l). Biotopes are described as in Fig. 1. Compact letter designations were added to indicate significant differences.

and *C. pulchella* Sars, 1862 - showed abundance peaks in *Elodea* thickets with subsequent decreases in open water zone (Table 2).

The proportion of rotifers in total zooplankton abundance and biomass decreased from *Glyceria-Salvinia* thickets to *Elodea* thickets with a further increase in the open water zone. Cladocerans exhibited an inverse trend, increasing in *Sagittaria* thickets and decreasing toward the open water zone. The proportion of copepods in total zooplankton abundance and biomass was minimal in *Sagittaria* thickets but rose progressively in open water zone.

The total species richness of zooplankton communities was statistically significantly different in all four zones and was maximum in the *Glyceria-Salvinia* thickets and minimum in the open water zone (Fig. 5g). Total abundance and biomass of zooplankton communities were minimum in the open water zone (Fig. 5h, 5i). The total abundance of rotifers and copepods were significantly higher in the *Glyceria-Salvinia* and *Elodea* thickets compared to the *Sagittaria* thickets and open water zone (Fig. 5j, 5l). The highest cladocerans abundance was observed in *Elodea* thickets (Fig. 5k).

The redundancy analysis (RDA) ordination diagram constructed for Lakes Charskoye and Golovkovskoye clearly demonstrates the formation of six sample groups, each corresponding to distinct macrophyte thickets or open water zones (Fig. 6). Among the factors having a statistically significant influence on the species structure were biotope type (61.05%),

Table 2. Indicators of species structure and quantitative development of zooplankton communities in lakes Malyshevskoe and Khalzovskoe

Lake Malyshevskoe			
Indicator	**Gliceria + Hydrocharis**	**Ceratophyllum**	**Open water**
Species richness	63	59	62
Abundance, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	21:45:34	39:44:17	77:3:20
Biomass, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	6:52:42	16:52:32	81:7:12
Dominance index, %:			
Alonella exigua	30.0	7.76	0.04
Copepodit Cyclopoida	17.14	11.74	1.45
Nauplii Copepoda	14.80	4.32	18.09
Plationus patulus	8.47	11.94	0.10
Coronatella rectangula	7.72	4.99	0.01
Chydorus sphaericus	4.55	24.77	2.03
Lecane luna	1.14	17.21	0.43
Synchaeta pectinata	0.0	0.0	20.23

Lake Khalzovskoe				
Indicator	**Gliceria + Salvinia**	**Sagittaria**	**Elodea**	**Open water**
Species richness	83	62	71	38
Abundance, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	35:20:45	35:55:10	29:48:23	56:9:35
Biomass, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	7:58:35	2:93:5	2:92:6	33:55:12
Dominance index, %:				
Nauplii Copepoda	29.85	10.81	11.21	34.69
Lecane bulla	15.85	2.82	10.22	2.73
Copepodit Cyclopoida	14.2	4.25	14.39	0.57
Lecane luna	8.28	25.17	15.54	11.6
Ceriodaphnia quadrangula	2.17	2.59	8.45	1.02
Ceriodaphnia reticulata	1.26	15.81	5.06	0
Ceriodaphnia pulchella	0.12	4.02	9.23	0.34
Keratella cochlearis	0.01	0.05	0.01	25.4

water temperature (17.82%), pH (16.05%), conductivity (15.28%), water transparency (13.65%), and projective cover of macrophytes (12.68%). The first five axes were significant (*p-value = 0.001*).

Similar results were obtained when analyzing zooplankton communities of lakes Malyshevskoe and Khalzovskoe. The ordination diagram shows the formation of seven groups of samples confined to a certain zone of thickets or open water zone (Fig. 7). Among the factors with statistically significant influence on the species structure were: biotope type (63.14%), projective cover of macrophytes (23.85%), water transparency (16.68%), conductivity (14.99%), pH (10.59%), dissolved oxygen concentration (6.63%), chlorophyll *a* concentration (4.87%), and water temperature (3.22%). The first six axes were significant (*p-value = 0.001*).

4. Discussion

The concept of spatial distribution of communities along gradients of environmental factors (coenoclines) was actively developed in the last century by R. Whittaker (1980). According to his approach, an ecocline represents a combination of a coenocline and a complex gradient (a gradient of environmental factors). In the macrophyte thickets of the littoral zone of the studied lakes, a gradient of key aquatic environmental parameters (temperature, pH, transparency, electrical conductivity, oxygen content, chlorophyll *a*) was formed. Zooplankton communities with differing species structures were located in macrophyte thickets of varying morphological types and at the edges of the thickets, indicating the formation of a coenocline. As one moved from the thickets of helophytes and mixed thickets near the shore toward the open water zone, the zooplankton communities exhibited a gradual shift in dominant and subdominant species, a decrease in the proportion of cladocerans, and an increase in the proportion of rotifers. Thus, there were no sharp transitions characteristic of ecotones. All this allows the observed distribution of zooplankton communities and environmental factors to be characterized as an ecocline.

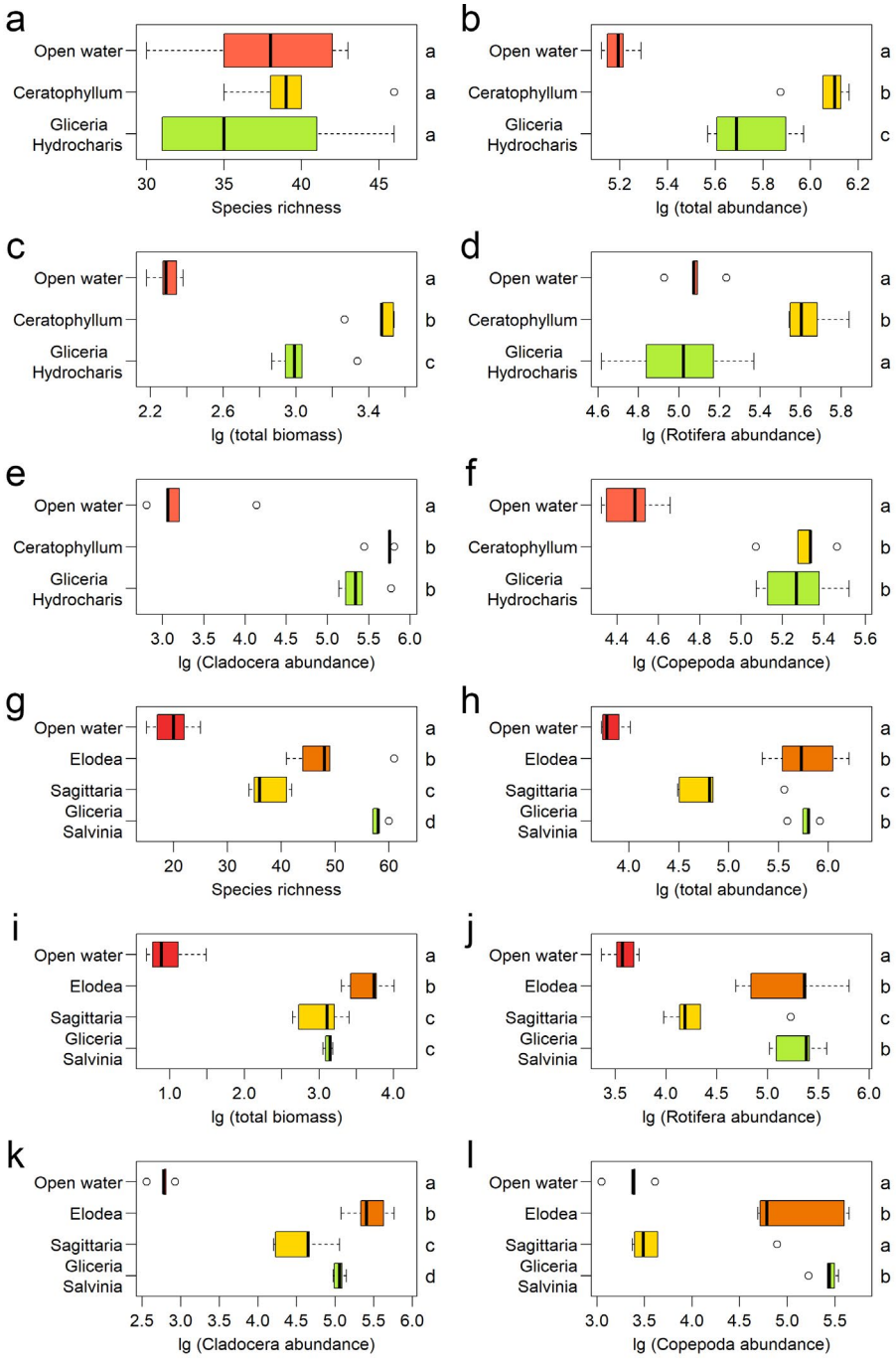


Fig.5. Boxplots of structural indices values of zooplankton communities in the studied biotopes of lakes Malyshevskoe (a-f) and Khalzovskoe (g-l). Biotopes are described as in Fig. 1. Compact letter designations were added to indicate significant differences.

The RDA analysis showed that the greatest influence on the species structure of zooplankton communities was exerted by the type of biotope – the presence of plants of different morphological structure or their absence. The species composition of macrophytes and the structure of vegetation cover acts as an important factor determining trophic-niche interactions (Jeong et al., 2014; Kurbatova and Yershov, 2018). Certain zooplankton species have preferences for habitats formed by macrophytes of different morphological structure (Walsh, 1995; Kuczynska-Kippen and Nagengast, 2003). Increased abundance of the phytophilous cladocerans *S. crystallina* in *Nymphaea* thickets and *P. truncatus* in *Nuphar* thickets is explained by their preference for plants with leaves floating on the surface (Korovchinsky et al., 2021a). The rotifers *L. bulla* and *L. luna* prefer submerged macrophytes. Spatial differentiation of these two species was observed in Lake Khalzovskoe. The highest abundance of *L. luna* was achieved with lower abundance of *L. bulla*, which is explained by the fact that *L. bulla* is a stronger competitor and is able to displace *L. luna* (Kuczynska-Kippen, 2007). The same competition was observed among *Ceriodaphnia* species. *C. reticulata* as a more powerful filter feeder is able to suppress the smaller *C. pulchella* and *C. quadrangula*, so it dominated the *Sagittaria* thickets. In neighboring *Elodea* thickets, its abundance decreased, allowing the abundance of *C. pulchella* and *C. quadrangula* to increase. Thus, morphologically diverse macrophyte thickets form more intense competitive relationships.

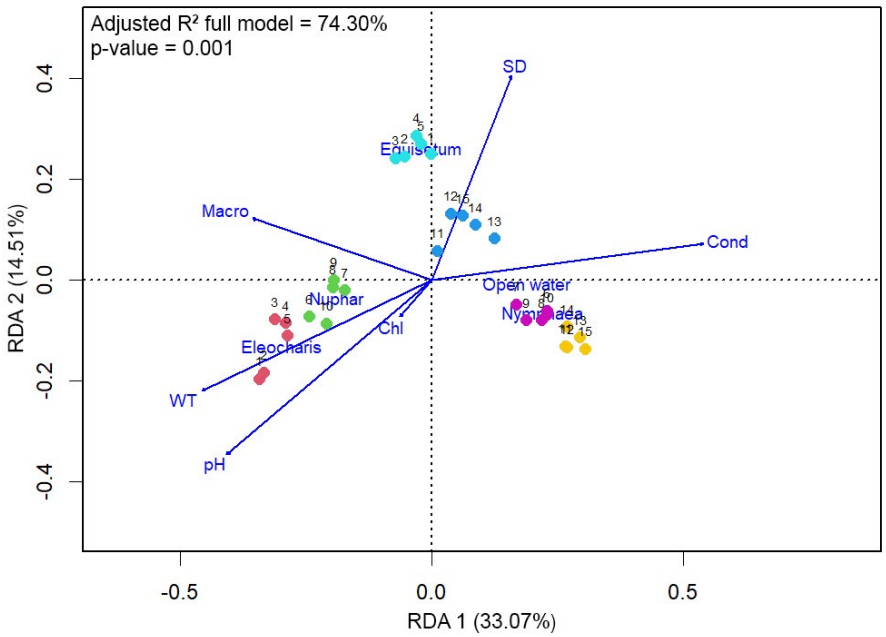


Fig.6. Ordination diagram for zooplankton samples of lakes Charskoe and Golovkovskoe. 1-15 - numbers of stations (red color - *Eleocharis palustris* biotope, green color - *Nuphar lutea* biotope, light blue - *Equisetum fluviatile* biotope, pink - *Nymphaea candida* biotope, blue and yellow - open water). SD - transparency, WT - temperature, Cond - conductivity, Macro - projective cover of macrophytes.

For the majority of lakes, a decrease in species richness was observed at the edge of thickets in the open water zone. The maximum number of species was observed in mixed *Glyceria-Salvinia* thickets in Lake Khalzovskoe. Also in this lake there was a decrease in the number of species in less dense *Sagittaria* thickets and an increase in dense *Elodea* thickets. All this confirms the fact that more heterogeneous macrophyte thickets allow the formation of high species richness of zooplankton communities (Basu et al., 2000; Bakanov et al., 2001; Kuczynska-Kippen, 2006; Basinska and Kuczynska-Kippen, 2009; Kurbatova et al., 2017).

For all lakes, the lowest values of total zooplankton biomass were recorded in the open water zone. However, no unidirectional decrease in biomass from the shore to the edge of the macrophyte thickets was observed, unlike the pattern reported in some other lakes (Bakanov et al., 2001, Cherevichko, 2007). On the contrary, an increase in total zooplankton biomass was observed in thickets of submerged macrophytes (*Ceratophyllum* and *Elodea*) bordering with thickets of helophytes and open water zone. Submerged macrophytes with greater biomass increase the physical complexity of the aquatic environment to the greatest

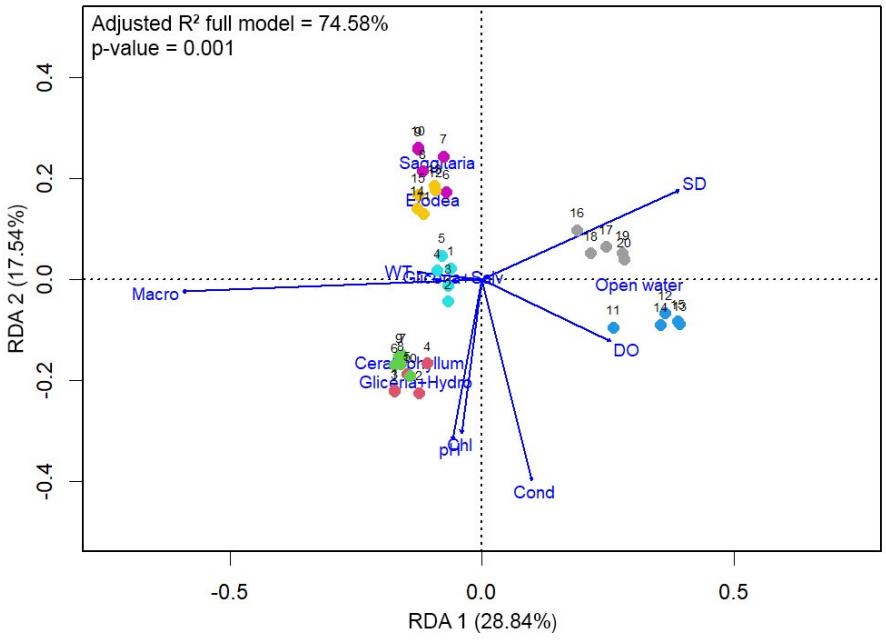


Fig.7. Ordination diagram for zooplankton samples of lakes Malyshevskoe and Khalzovskoe. 1-20 - station numbers (red - *Glyceria maxima* and *Hydrocharis morsus-ranae* biotope, green - *Ceratophyllum demersum* biotope, light blue - *Glyceria maxima* and *Salvinia natans* biotope, pink - *Sagittaria sagittifolia* biotope, yellow - *Elodea canadensis* biotope, blue and gray - open water). SD - transparency, WT - temperature, Cond - conductivity, DO - dissolved oxygen concentration, Chl - chlorophyll *a* concentration, Macro - projective cover of macrophytes.

extent and create more favorable conditions for aquatic animals than plants with simpler structure (Manatunge et al., 2000; Kuczynska-Kippen, 2006; Choi et al., 2014; Celewicz-Goldyn and Kuczynska-Kippen, 2017).

In all lakes, a decrease in the proportion of cladocerans and an increase in the proportion of rotifers were observed in the total abundance and biomass of zooplankton at the edge of macrophyte thickets. A particularly sharp decline in cladoceran abundance was noted at the boundary between submerged macrophytes (*Ceratophyllum* and *Elodea*) and the open water zone. This effect may be attributed to predation by planktivorous fish (Jeppesen et al., 1997; Gliwicz, 2003). Submerged macrophytes serve as a refuge from predation (Moss et al., 1998; Kuczynska-Kippen and Nagengast, 2006; Semenchenko and Razlutsky, 2009; Karpowicz et al., 2016), allowing cladocerans to concentrate within them. The decline in the proportion of cladocerans at the edge of the thickets reduces competition pressure on rotifers, enabling them to increase their abundance.

5. Conclusions

It has been established that zooplankton communities with differing species structures develop in various types of macrophyte belts within the littoral zone of small lakes. Due to the diverse structure of macrophytes, the littoral zone creates a directed change in community structure and environmental factors across space, allowing this area to be characterized as an ecocline. Changes in the quantitative characteristics of zooplankton communities (number of species, abundance, biomass) depend on the growth of macrophytes from different ecological groups. The greatest influence on zooplankton is exerted by mixed and submerged macrophyte thickets.

Acknowledgements

The research was supported by a grant Russian Science Foundation № 24-74-00016, https://rscf.ru/project/24-74-00016/".

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Attrill M.J., Rundle S.D. 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 929-936. DOI: 10.1006/ecss.2002.1036

Bakanov A.I., Stolbunova V.N., Dovbnya I.V. et al. 2001. Animal population of the thickets of Lake Nero: fauna of plant associations. Biologia vnutrennikh vod [Inland water biology] 2: 43-52. (in Russian)

Bakka S.V., Kiseleva N.Yu. 2009. Specially protected natural areas of the Nizhny Novgorod region. Annotated list. Nizhny Novgorod: Ministry of Natural Resources of the Nizhny Novgorod Region. (in Russian)

Barletta M., Amaral C.S., Correa M.F.M. et al. 2008. Factors affecting seasonal variation in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. Journal of Fish Biology 73: 1314-1336. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x

Basinska A., Kuczynska-Kippen N. 2009. Differentiated macrophyte types as a habitat for rotifers in small mid-forest water bodies. Biologia 64(6): 1100-1107. DOI: 10.2478/s11756-009-0178-4

Basu B.K., Kalff J., Pinel-Alloul B. 2000. The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St Lawrence River. Freshwater Biology 45(4): 373-382. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00635.x

Bolduc P., Bertolo A., Pinel-Alloul B. 2016. Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. Hydrobiologia 778: 151-165. DOI: 10.1007/s10750-016-2663-4

Borcard D., Gillet F., Legendre P. 2011. Numerical Ecology with R. Springer: New York, NY, USA.

Celewicz-Goldyn S., Kuczynska-Kippen N. 2017. Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. PLOS ONE 12(5): e0177317. DOI: 10.1371/journal.pone.0177317

Cherevichko A.V. 2007. Zooplankton of the higher aquatic vegetation thickets of Lake Polisto. In: Aktualnye voprosy izuchenia micro-, meyozoobentosa i fauny zarosley presnovodnykh vodoemov [Current issues in the study of micro-, meiozoobenthos and fauna of thickets of freshwater reservoirs], pp. 297-300. (in Russian)

Choi J.-Y., Jeong Kw.-S., Kim S.-K. et al. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. Ecological Informatics 24: 177-185. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2014.09.002

Choi J.-Y., Jeong Kw.-S., La G.-H. et al. 2015. The influence of aquatic macrophytes on the distribution and feeding habits of two *Asplanchna* species (*A. priodonta* and *A. herrickii*) in shallow wetlands in South Korea. Journal of Limnology 74 (1): 1-11. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.896

Clements F.E. 1916. Plant succession. An analysis of the development of vegetation. Plant ecology. Washington: Carnegie Institution of Washington.

Determinator of zooplankton and zoobenthos of fresh waters of European Russia. Vol. 1. Zooplankton. 2010. In: Alekseev V.R., Tsalolikhin S.Y. (Ed.). Moscow: KMC Scientific Publishing House. (in Russian)

Ermokhin M.V. 2007. Problems and prospects of studying the marginal structures of biocenoses of rivers and reservoirs of river valleys. In: Aktualnye voprosy izuchenia micro-, meyozoobentosa i fauny zarosley presnovodnykh vodoemov [Current issues in the study of micro-, meiozoobenthos and fauna of thickets of freshwater reservoirs], pp. 101-129. (in Russian)

Gleason H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. Bulletin of the Torrey Botanical Club 53(1): 7-26.

Gliwicz Z.M. 2003. Between Hazards of Starvation and Risk of Predation: The Ecology of Offshore Animals. Excellence in Ecology 12: International Ecology Institute.

Jeong Kw.-S., Choi J.-Y., Jeong Kw.-S. 2014. Influence of aquatic macrophytes on the interactions among aquatic organisms in shallow wetlands (Upo Wetland, South Korea). Journal of Ecology and Environment 37(4): 185-194. DOI: 10.5141/ecoenv.2014.022

Jeppesen E., Jensen J.P., Sondergaard M. et al. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient status, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151-164. DOI: 10.1023/A:1017046130329

Karpowicz M., Ejsmont-Karabin J., Strzalek M. 2016. Biodiversity of zooplankton (Rotifera and Crustacea) in water

soldier (*Stratiotes aloides*) habitats. Biologia 71/5: 563-573. DOI: 10.1515/biolog-2016-0068

Korovchinsky N.M., Kotov A.A., Boikova O.S. et al. 2021. Branchiopod crustaceans (Crustacea: Cladocera) of Northern Eurasia. VOL. I. Moscow: Partnership of scientific editions of KMK. (in Russian)

Korovchinsky N.M., Kotov A.A., Sinev A.Y. et al. 2021. Branchiopod crustaceans (Crustacea: Cladocera) of Northern Eurasia. Vol. II. Moscow: Partnership of scientific editions of KMK. (in Russian)

Kuczynska-Kippen N. 2003. The distribution of rotifers (Rotifera) within a single *Myriophyllum* bed. Hydrobiology 506-509: 327-331. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008543.58859.f7

Kuczynska-Kippen N. 2006. Zooplankton structure in architecturally differentiated macrophyte habitats of shallow lakes in the Wielkopolska Region, Poland. International Journal of Oceanography and Hydrobiology 35(2): 179-191.

Kuczynska-Kippen N. 2007. Interactions of con-generic *Lecane* species (Rotifera) within different macrophyte patches in a shallow lake. Polish Journal of Ecology 55(1): 91-100.

Kuczynska-Kippen N., Nagengast B. 2003. The impact of the architecture of macrophytes on the spatial structure of zooplankton of the Wielkowiejskie lake. Rocz. AR Pozn. CCCLIV 6: 121-129.

Kuczynska-Kippen N., Nagengast B. 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. Hydrobiologia 559: 203-212. DOI: 10.1007/s10750-005-0867-0

Kurbatova S.A., Lapteva N.A., Bykova S.N. et al. 2019. Aquatic plants as a factor that changes trophic relations and the structure of zooplankton and microperiphytone communities. Biology Bulletin 46(3): 284-293. DOI: 10.1134/S1062359019030051

Kurbatova S.A., Yershov I.Y. 2018. Zooplankton in monospecies and mixed phytocenoses of *Stratiotes aloides* L. and *Sagittaria sagittifolia* L. under experimental conditions. Inland Water Biology 1: 46-55. DOI: 10.1134/S1995082918010091

Kurbatova S.A., Yershov I.Y., Borisovskaya E.V. 2017. Effect of hydrophyte thickets density on zooplankton. Inland Water Biology 10: 83-91. DOI: 10.1134/S1995082917010114

Lauridsen T.L., Jeppesen E., Søndergaard M. et al. 1998. Horizontal migration of zooplankton: predatormediated use of macrophyte habita. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. New York: Springer-Verlag, pp. 233-239.

Legendre P., Legendre L. 2012. Numerical ecology. Oxford: Elsevier.

Lima A.R.A., Ferreira G.V.B., Barletta M. 2019. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. Marine Environmental Research 151: 104786. DOI: 10.1016/j.marenvres.2019.104786

Littoral zone of Lake Ladoga. 2011. In: Kurashov E.A. (Ed.). Saint Petersburg: Nestor-History.

Lucena-Moya P., Duggan I.C. 2011. Macrophyte architecture affects the abundance and diversity of littoral microfauna. Aquatic Ecology 45: 279-287. DOI: 10.1007/s10452-011-9353-0

Makarewicz J.C., Likens G.E. 1975. Niche analysis of a zooplankton community. Science 190: 1000-1003. DOI: 10.1126/SCIENCE.190.4218.1000

Manatunge J., Asaeda T., Priyadarshana T. 2000. The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: A study using artificial submerged macrophytes. Environmental Biology of Fishes 58: 425-438. DOI: 10.1023/A:1007691425268

Methods of hydrobiological studies of inland waters. 2024. In: Krylov A.V. (Ed.). Borok, Yaroslavl Oblast: Filigran. (in Russian)

Moss B., Kornijow R., Measey G.J. 1998. The effects of nymphaeid (*Nuphar lutea*) density and predation by perch (*Perca fluviatilis*) on the zooplankton communities in a shallow lake. Freshwater Biology 39: 689-697. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00322.x

Papchenkov V.G. 2001. Vegetation cover of reservoirs and watercourses of the Middle Volga region. Yaroslavl: SMR MUBiNT. (in Russian)

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2025. URL: http://www.R-project.org/ (accessed on July 27, 2025)

Ramenskiy L.G. 1924. Basic patterns of vegetation cover and methods of their study. Bulletin of the experimental work of the Middle Black Earth Region. January-February. Voronezh: Regional editorial board of the publishing committee of the People's Commissariat of Agriculture, pp. 37-73. (in Russian)

Scheffer M. 2004. Ecology of Shallow Lakes. New York: Springer Science & Business Media.

Semenchenko V.P., Razlutsky V.I. 2009. Factors determining the daily distribution and movements of zooplankton in the littoral zone of freshwater lakes. Zhurnal Sibirskogo federalnogo universiteta. Seria Biologia [Journal of the Siberian Federal University. Series Biology] 2: 191-225. (in Russian)

Semenchenko V.P., Razlutsky V.I., Buseva Zh.F. et al. 2013. Zooplankton of the littoral zone of lakes of different types. Minsk, Belaruskaya nauvuka. (in Russian)

Shitikov V.K., Rosenberg G.S., Zinchenko T.D. 2003. Quantitative Hydroecology. Togliatti: IEWB RAS. (in Russian)

Stolbunova V.N. 2011. Zooplankton of macrophyte overgrowths in the mouth of the Rybinsk reservoir tributary. Inland Water Biology 4: 165-172. DOI: 10.1134/S1995082911020192

van der Maarel E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. Journal of Vegetation Science 1: 135-138. DOI: 10.2307/3236065

Walsh E.J. 1995. Habitat-specific predation susceptibilities of a littoral rotifer to two invertebrate predators. Hydrobiologia 313: 205-211. DOI: 10.1007/978-94-009-1583-1_28

Whittaker R. 1980. Communities and ecosystems. Moscow: Progress. (in Russian)

Zimbalevskaya L.N., Pligin Yu.V., Choroshich L.A. et al. 1987. Structure and successions of littoral biocenoses of the Dnieper reservoirs. Kiev: Naukova dumka. (in Russian)

Оригинальная статья

Пространственное распределение сообществ зоопланктона в литоральной зоне малых озер Нижегородской области (Европейская Россия)

Гаврилко Д.Е.*, Бубнов В.А., Сарапкин А.Ю., Жихарев В.С.

Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского, Проспект Гагарина, 23, Нижний Новгород, 603022, Россия

АННОТАЦИЯ. Высшие водные растения литоральной зоны озер выступают мощным средообразующим фактором, обуславливающим пространственное распределение гидробионтов. Изучен характер распределения сообществ зоопланктона по поперечному профилю зарослей макрофитов в литоральной зоне малых озер Нижегородской области. Установлено, что в исследуемых биотопах заросли высших водных растений способствовали изменению ряда параметров водной среды и формировали их градиент. Показано, что с продвижением от зарослей гелофитов и смешанных зарослей, расположенных у берега, к зоне открытой воды в зоопланктоценозах происходила постепенная смена доминантов и субдоминантов, снижение доли ветвистоусых ракообразных и увеличение доли коловраток. Наибольшее влияние на видовую структуру сообществ зоопланктона оказывал тип биотопа. Проанализировано предпочтение некоторыми видами зоопланктона зарослей растений разных жизненных форм. Отмечено снижение видового богатства и биомассы зоопланктона на краю зарослей в зоне открытой воды. Сделан вывод о том, что смена растений разных экологических групп по поперечному профилю зоны зарослей определяет изменения факторов среды и сообществ планктонных беспозвоночных по типу экоклина.

Ключевые слова: коловратки, ракообразные, видовая структура, макрофиты, малые озера, экоклин

Для цитирования: Гаврилко Д.Е., Бубнов В.А., Сарапкин А.Ю., Жихарев В.С. Пространственное распределение сообществ зоопланктона в литоральной зоне малых озер Нижегородской области (Европейская Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 659-680. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-659

1. Введение

Литоральная зона водоёмов является одним из первостепенных звеньев в общей цепи продуцирования водных экосистем (Зимбалевская и др., 1987), в которой основную структурирующую роль выполняют высшие водные растения (Lauridsen et al., 1998; Lucena-Moya and Duggan, 2011; Choi et al., 2015). Прибрежная зона озер характеризуется наибольшими биоразнообразием и биопродуктивностью, в ней наиболее интенсивно протекают биологические и химические процессы (Литоральная…, 2011). Она играет чрезвычайно важную роль как биофильтр, перехватывающий значительную часть поступающих с водосбора биогенных элементов (Семенченко и др., 2013).

Макрофиты выступают средообразующим фактором в водных экосистемах, определяющим развитие всех компонентов планктонного сообщества (Kurbatova et al., 2019). Видовое разнообразие и структура зоопланктонных сообществ четко связаны с пространственной гетерогенностью литорали, которая обусловлена типом и уровнем развития макрофитов (Семенченко и др., 2013). Гетерогенность водной среды, создаваемая макрофитами выступает ключевым фактором высокого видового богатства и плотности зоопланктона в прибрежной зоне водоемов (Scheffer, 2004; Kuczynska-Kippen, 2006; Bolduc et al., 2016).

В экологии пространственное распределение сообществ описывается концепциями организмизма (Clements, 1916) и континуализма (Раменский, 1924; Gleason, 1926). В рамках этих концепций в качестве переходов между сообществами выделяют экотоны и экоклины. Экотоны представляют собой области относительно быстрых изменений, образующие узкую экологическую зону между двумя различными и относительно однородными типами сообществ. Экоклины – градиентные зоны, содержа-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: dima_gavrilko@mail.ru (Д.Е. Гаврилко)

Поступила: 29 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

щие относительно гетерогенные сообщества, представляют собой границу более постепенных изменений между двумя сообществами (van der Maarel, 1990). В водных экосистемах литоральную зону часто рассматривают как экотон (Ермохин, 2007; Литоральная…, 2011; Stolbunova, 2011). В качестве экоклина рассматривают градиентные зоны с неоднородным спектром переходных сообществ макрозообентоса (Attrill and Rundle, 2002) и рыб (Barletta et al., 2008; Lima et al., 2019) в эстуариях. Формирование экоклина для сообществ зоопланктона в литоральной зоне ранее не обсуждалось.

Сегрегация среды обитания, обычно понимаемая как занятие разных глубин, является известным явлением в природных сообществах зоопланктона (Makarewicz and Likens, 1975; Семенченко и др., 2013). Однако по-прежнему мало знаний о возможной сегрегации видов в смежных местообитаниях (Kuczynska-Kippen, 2003). В литоральной зоне макрофиты формируют пояса из растений разных экологических групп. Благодаря разному морфологическому строению и плотности зарослей макрофиты увеличивают гетерогенность среды и могут специфически изменять абиотические и биотические условия для организмов зоопланктона. Таким образом, может происходить пространственная дифференциация сообществ зоопланктона в литоральной зоне. Изучение взаимосвязи между характеристиками макрофитов и зоопланктона становится центральной задачей в лимнологических исследованиях (Choi et al., 2014).

Цель работы – установить характер распределения сообществ зоопланктона по поперечному профилю зарослей макрофитов и выявить экоклин в литоральной зоне озер.

2. Материал и методы

Сообщества зоопланктона изучали в литоральной зоне озер Чарское (N 55.518430, E 43.186926) и Головковское (N 56.332851, E 43.705419), расположенных в Нижегородской области и озерах Малышевское (N 56.202787, E 43.828156) и Хальзовское (N 56.384321, E 43.860295), расположенных в черте г. Нижний Новгород. Озеро Чарское – водоём карстового происхождения, располагается в 5 км к северу от поселка Мухтолово. Имеет площадь 31,2 га, максимальную глубину 16 м, средняя глубина варьируется в пределах 3 – 4 м (Бакка и Киселева, 2009). Озеро Головковское – небольшой водоём суффозионного происхождения, располагается в 3 км к западу от Нижнего Новгорода в лесном массиве. Отличается небольшими глубинами (максимальная глубина 3 м, средняя глубина 1 – 2 м). Озера Малышевское и Хальзовское являются пойменными непроточными водоемами с небольшими глубинами (максимальная глубина 3 м, средняя глубина 1,5 – 2 м). Исследования проводили с 24 по 27 июля 2024 г. в период максимального развития макрофитов при оптимальных погодных условиях (отсутствие ветровых и нагонных явлений и осадков) в дневное время.

В озере Чарское выделены заросли ситняга болотного *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult. и кубышки желтой *Nuphar lutea* (L.) Sm. В озере Головковское – хвоща приречного *Equisetum fluviatile* L. и кувшинки чисто-белой *Nymphaea candida* J. Presl & C. Presl. В озере Малышевское выделены смешанные заросли манника большого *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. с водокрасом лягушачим *Hydrocharis morsus-ranae* L. и заросли роголистника погруженного *Ceratophyllum demersum* L. В озере Хальзовское – заросли манника большого с сальвинией плавающей *Salvinia natans* (L.) All., стрелолиста обыкновенного *Sagittaria sagittifolia* L. и элодеи канадской *Elodea canadensis* Michx. Заросли *Equisetum fluviatile*, *Eleocharis palustris* и *Sagittaria sagittifolia* формировали пояс воздушно-водных макрофитов (гелофитов), *Nuphar lutea* и *Nymphaea candida* – пояс растений с плавающими на поверхности листьями (плейстофитов), *Ceratophyllum demersum* и *Elodea canadensis* – пояс погруженных макрофитов. В каждом озере вдоль берега была заложена трансекта длиной 10 м, в пределах которой через каждые 2 м по поперечному разрезу от пояса гелофитов до границы с открытой водой отбирали пробы зоопланктона. В каждом поясе растений и на границе с открытой водой собрано по пять проб (Рис. 1).

Пробы отбирали мерным ведром, процеживая через планктонную сеть (диаметр ячеи 70 мкм) 25 л воды. Всего собрано 65 проб. Пробы фиксировали 40%-ным формалином до конечной концентрации 4%. Для обработки проб применяли общепринятые в практике гидробиологических исследований методы (Методы…, 2024). Идентификацию организмов зоопланктона проводили с помощью определителей (Определитель…, 2010; Коровчинский и др., 2021b).

В каждой точке отбора проб одновременно были измерены абиотические и биотические параметры среды. Прозрачность воды определяли по белому диску Секки. Температуру, pH, электропроводность воды и концентрацию хлорофилла a измеряли мультипараметрическим зондом Aquared (UK), содержание растворенного кислорода – МАРК 303 (Россия), Проективное покрытие макрофитов оценивали общепринятым методом (Папченков, 2001).

Доминирующие виды беспозвоночных выделяли по численности, согласно индексу Палия–Ковнацки (Шитиков и др., 2003). Для анализа структурных показателей сообществ зоопланктона были выбраны: видовое богатство, общая численность и биомасса зоопланктона, численности Rotifera, Cladocera, Copepoda. Для определения отклонений от нормального распределения использовали тесты Шапиро–Уилка, Андерсона–Дарлинга и Лиллиефорса. Однородность дисперсий оценивалась с помощью теста Левена. Для определения значимости различий анализируемых параметров применялись тест Вилкоксона, t-тест Уэлча и тест Тьюки с поправкой Вестфолла–Янга (Legendre and Legendre, 2012). Общая численность и биомасса и численности таксономических групп зоопланктона перед анализом были логарифмированы, для соот-

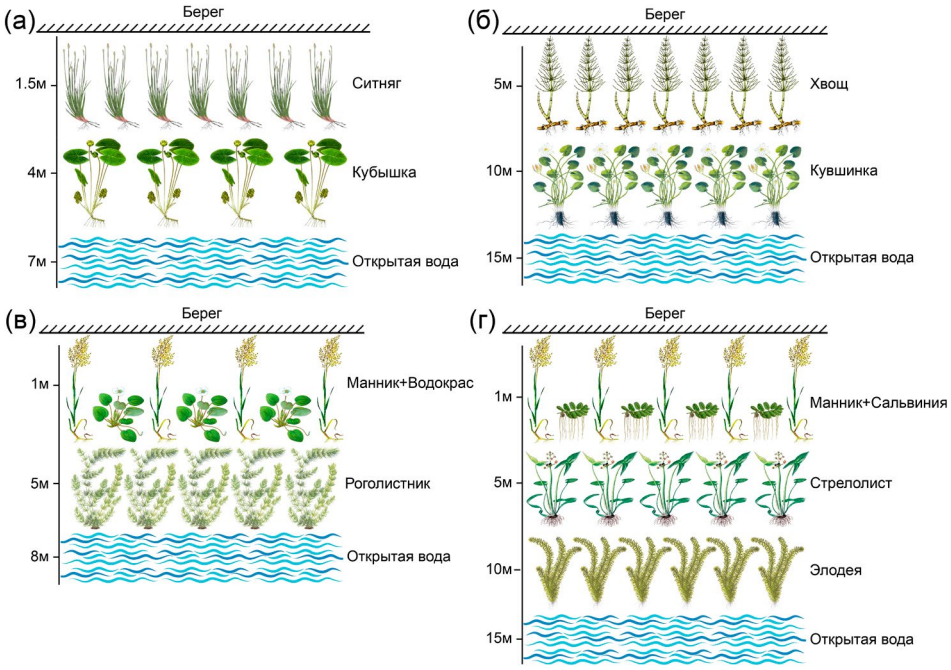


Рис.1. Схема расположения исследованных биотопов озер Чарское (а), Головковское (б), Малышевское (в) и Хальзовское (г). Цифрами слева обозначено расстояние от берега.

ветствия нормальному распределению. Для оценки влияния факторов среды на видовую структуру сообществ зоопланктона использовали анализ избыточности (RDA). Все анализы проводили с помощью программного обеспечения с открытым исходным кодом R (пакеты «nortest», «car», «multcomp», «mvtnorm», «readxl») (Borcard et al., 2011; R Core Team, 2025).

3. Результаты

Исследованные заросли макрофитов различались по проективному покрытию. В хвоще оно составило 95%, в кувшинке – 70–75%, в ситняге – 65–75%, в кубышке – 60–70%, в маннике с водокрасом – 95–100%, в роголистнике – 100%, в маннике с сальвинией – 100%, в стрелолисте – 75–85%, в элодеи – 95%.

Проведенные попарные сравнения основных характеристик водной среды в разных трансектах показали, что большинство параметров статистически значимо различалось между разными зонами. Так, в оз. Чарское температура воды и концентрация хлорофилла а в зарослях ситняга были статистически значимо выше, чем в зарослях кубышки и зоне открытой воды (Рис. 2а, 2д). Прозрачность воды значимо возрастала, а pH уменьшалось от зарослей ситняга к зоне открытой воды (Рис. 2б, 2в).

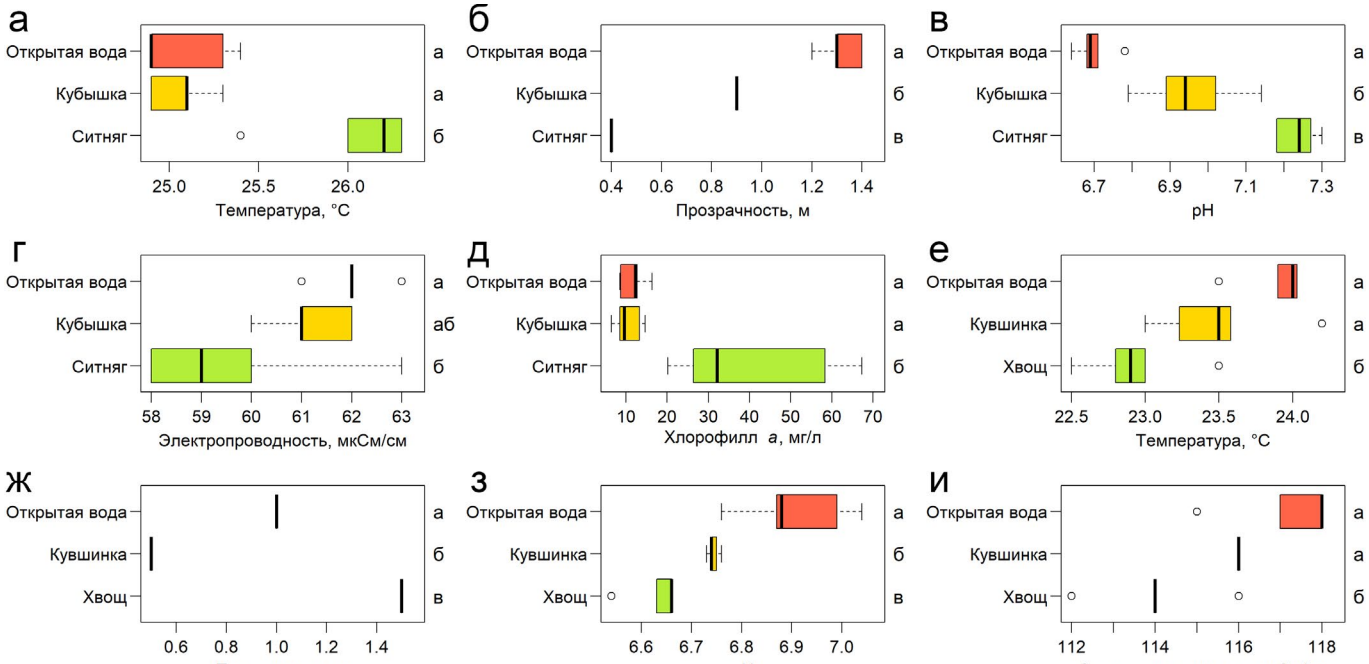


Рис.2. Диаграммы размаха значений показателей температуры, прозрачности, pH, электропроводности и концентрации хлорофилла а в исследованных биотопах озер Чарское (а–д) и Головковское (е–и). Описание биотопов, как на рис. 1. Для обозначения значимых различий были добавлены компактные буквенные обозначения.

Электропроводность воды в зарослях ситняга была ниже, чем в зоне открытой воды (Рис. 2г). В озере Головковское температура воды в зарослях хвоща была статистически ниже, а электропроводность выше, чем в зарослях кувшинки и зоне открытой воды (Рис. 2е, 2и). Прозрачность и pH воды значимо различались во всех трёх зонах (Рис. 2ж, 2з).

В озере Малышевское прозрачность воды статистически значимо возрастала от зарослей манника с водокрасом к зоне открытой воды (Рис. 3а). В зарослях роголистника наблюдалось возрастание pH по сравнению с соседними зонами (Рис. 3б) и снижение концентрации кислорода по сравнению с зоной открытой воды (Рис. 3в). В озере Хальзовское температура воды в зарослях манника с сальвинией была статистически значимо ниже, чем в других зарослях и зоне открытой воды (Рис. 3г). Прозрачность и электропроводность воды значимо возрастали от зарослей манника с водокрасом к зоне открытой воды (Рис. 3д, 3ж), а pH воды возрастало к зарослям элодеи, а затем снижалось в зоне открытой воды (Рис. 3е). Наибольшее содержание кислорода отмечено в зарослях элодеи и зоне открытой воды (Рис. 3з). Наибольшее содержание хлорофилла a зарегистрированы в зарослях элодей по сравнению с зарослями манника и зоной открытой воды (Рис. 3и). Таким образом, в исследуемых биотопах заросли высших водных растений способствуют изменению ряда параметров водной среды и формируют их градиент.

Анализ видовой структуры сообществ зоопланктона озера Чарское показал, что от зарослей ситняга к зоне открытой воды происходило замещение видов в доминантном комплексе. Доля основного доминанта в зарослях ситняга оз. Чарское коловратки *Conochilus unicornis* Rousselet, 1892 – снижалась к зоне открытой воды, где он выбывал из разряда субдоминантов, но одновременно возрастала доля науплиальных стадий веслоногих ракообразных и эупланктонных коловраток *Polyarthra euryptera* Wierzejski, 1891 и *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851). В зарослях кубышки увеличивалась доля ветвистоусых рачков *Polyphemus pediculus* O.F. Müller, 1785 и *Pleuroxus truncatus* (O.F. Müller, 1785) при дальнейшем снижении к зоне открытой воды (Таблица 1).

С продвижением от зарослей ситняга к зоне открытой воды уменьшалась доля ветвистоусых ракообразных в общей численность и биомассе зоопланктона и возрастание доли веслоногих ракообразных в общей биомассе зоопланктона (Таблица 1).

В зарослях кубышки отмечено возрастание видового богатства сообществ зоопланктона по сравнению с зарослями ситняга и зоной открытой воды (Рис. 4а). Общая биомасса зоопланктона в зарослях кубышки была статистически значимо выше, чем в зоне открытой воды (Рис. 4в). Общая численность веслоногих ракообразных в зарослях ситняга была ниже по сравнению с зарослями кубышки и зоной открытой воды (Рис. 4е). Различий в общей численности зоопланктона и численности коловраток и кладоцер обнаружено не было (Рис. 4б, 4г, 4д).

В оз. Головковское наблюдалось увеличение доли науплиев и коловраток *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1776 и *Conochiloides coenobasis* Skorikov, 1914 при продвижении от зарослей хвоща к зоне открытой воды. Одновременно происходило снижение доли рачков *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853) и *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller, 1776). В зарослях кувшинки увеличивалась доля ветвистоусых рачков *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785) и *Sida crystallina* (O.F. Müller, 1776) при дальнейшем снижении к зоне открытой воды (Таблица 1).

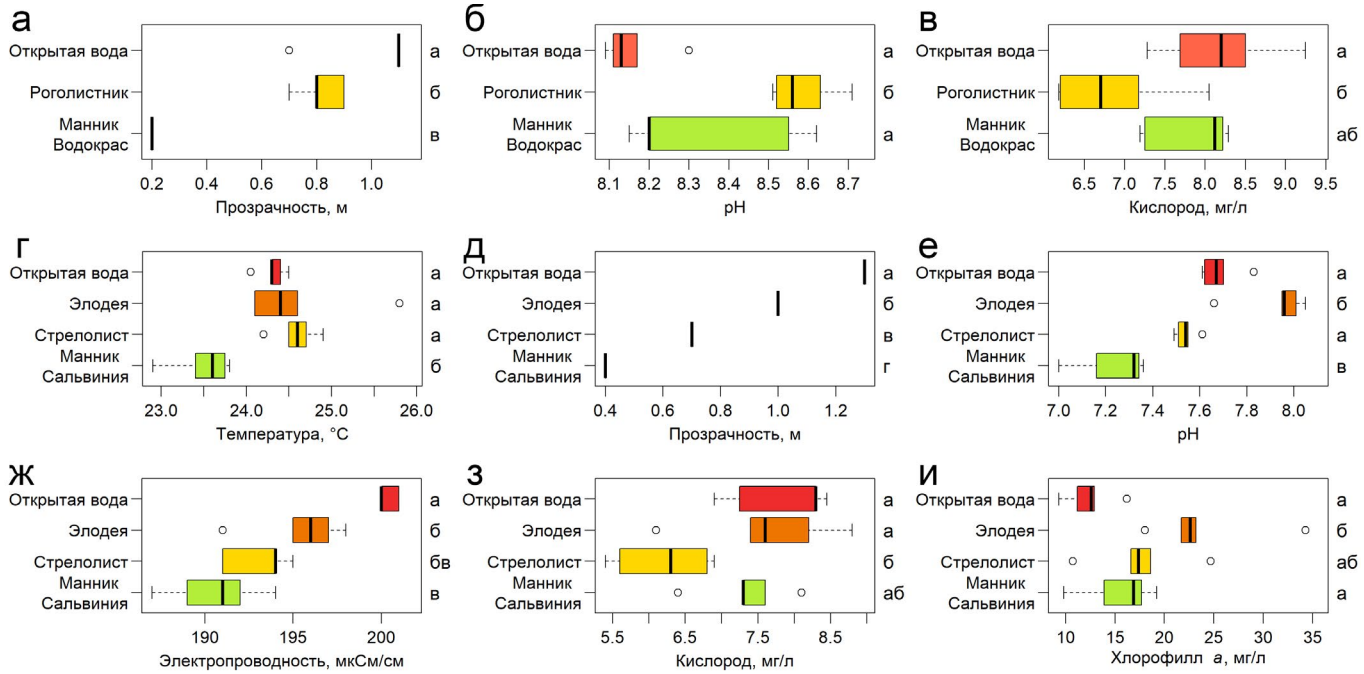


Рис.3. Диаграммы размаха значений показателей температуры, прозрачности, pH, концентрации растворенного кислорода, электропроводности и концентрации хлорофилла a в исследованных биотопах озер Малышевское (а–в) и Хальзовское (г–и). Описание биотопов, как на рис. 1. Для обозначения значимых различий были добавлены компактные буквенные обозначения.

Таблица 1. Показатели видовой структуры и количественного развития сообществ зоопланктона озер Чарское и Головковское

Озеро Чарское			
Показатель	**Ситняг**	**Кубышка**	**Открытая вода**
Видовое богатство	50	55	32
Численность, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	49:30:21	27:29:44	42:18:40
Биомасса, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	2:95:3	3:85:12	8:74:18
Индекс доминирования, %:			
Conochilus unicornis	49	20.44	0.16
Nauplii Copepoda	8.15	24.95	27.34
Lecane bulla	7.96	0.77	0.03
Copepodit Cyclopoida	7.35	16.95	9.67
Polyphemus pediculus	3.79	6.35	1.12
Pleuroxus truncatus	2.69	7.74	0.76
Polyarthra euryptera	0.02	4.86	22.73
Keratella cochlearis	0.01	0.11	21.9
Озеро Головковское			
Показатель	**Хвощ**	**Кувшинка**	**Открытая вода**
Видовое богатство	73	62	43
Численность, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	23:31:46	23:57:20	45:25:30
Биомасса, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	1:60:39	5:91:4	35:37:28
Индекс доминирования, %:			
Copepodit Cyclopoida	18.45	1.03	2.88
Nauplii Copepoda	15.32	17.75	26.85
Thermocyclops crassus	12.78	0.03	0.04
Scapholeberis mucronata	9.31	1.56	0.01
Sida crystallina	2.24	10.04	0.03
Bosmina longirostris	1.81	27.75	23.65
Brachionus calyciflorus	0.12	5.74	7.20
Conochiloides coenobasis	0.01	0.78	13.76

С продвижением от зарослей хвоща к зоне открытой воды увеличивалась доля коловраток в общей численности и биомассе зоопланктона. Доля кладоцер в общей численности и биомассе возрастала в зарослях кувшинки, а затем снижалась в зоне открытой воды. Доля копепод показывала обратную тенденцию (Таблица 1).

Видовое богатство и общая биомасса сообществ зоопланктона в зоне открытой воды статистически значимо были ниже, чем в зарослях макрофитов (Рис. 4ж, 4и). Общая численность кладоцер в зарослях кувшинки была выше, чем в соседних зонах, а численность копепод ниже, чем в зарослях хвоща (Рис. 4л, 4м). Различий в общей численности зоопланктона и численности коловраток обнаружено не было (Рис. 4з, 4к).

Схожие результаты были получены при анализе видовой структуры зоопланктоценозов пойменных озер. В озере Малышевское доли основных доминантов в зарослях манника с водокрасом *Alonella exigua* (Lilljeborg, 1901) и копеподитных стадий веслоногих рачков и субдоминанта *Coronatella rectangula* Sars, 1862 уменьшались при продвижении к зоне открытой воды. В зарослях роголистника происходило увеличение доли коловраток *Plationus patulus* (Müller, 1786) и *Lecane luna* (Müller, 1776) и ветвистоусого рачка *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1785) с дальнейшим снижением в зоне открытой воды. Эупланктонная коловратка *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832 была основным доминантом в зоне открытой воды и не встречалась в зарослях макрофитов (Таблица 2).

С продвижением от зарослей манника с водокрасом к зоне открытой воды происходило увеличение доли коловраток и снижение доли кладоцер в общей численности и биомассе зоопланктона и снижение доли копепод в общей биомассе зоопланктона.

Общая численность и биомасса зоопланктона статистически значимо различались во всех трех зонах и были выше в зарослях роголистника (Рис. 5б, 5в). Общая численность коловраток была выше в зарослях роголистника (Рис. 5г), а кладоцер и копепод была ниже в зоне открытой воды и не различалась между зарослями (Рис. 5д, 5е).

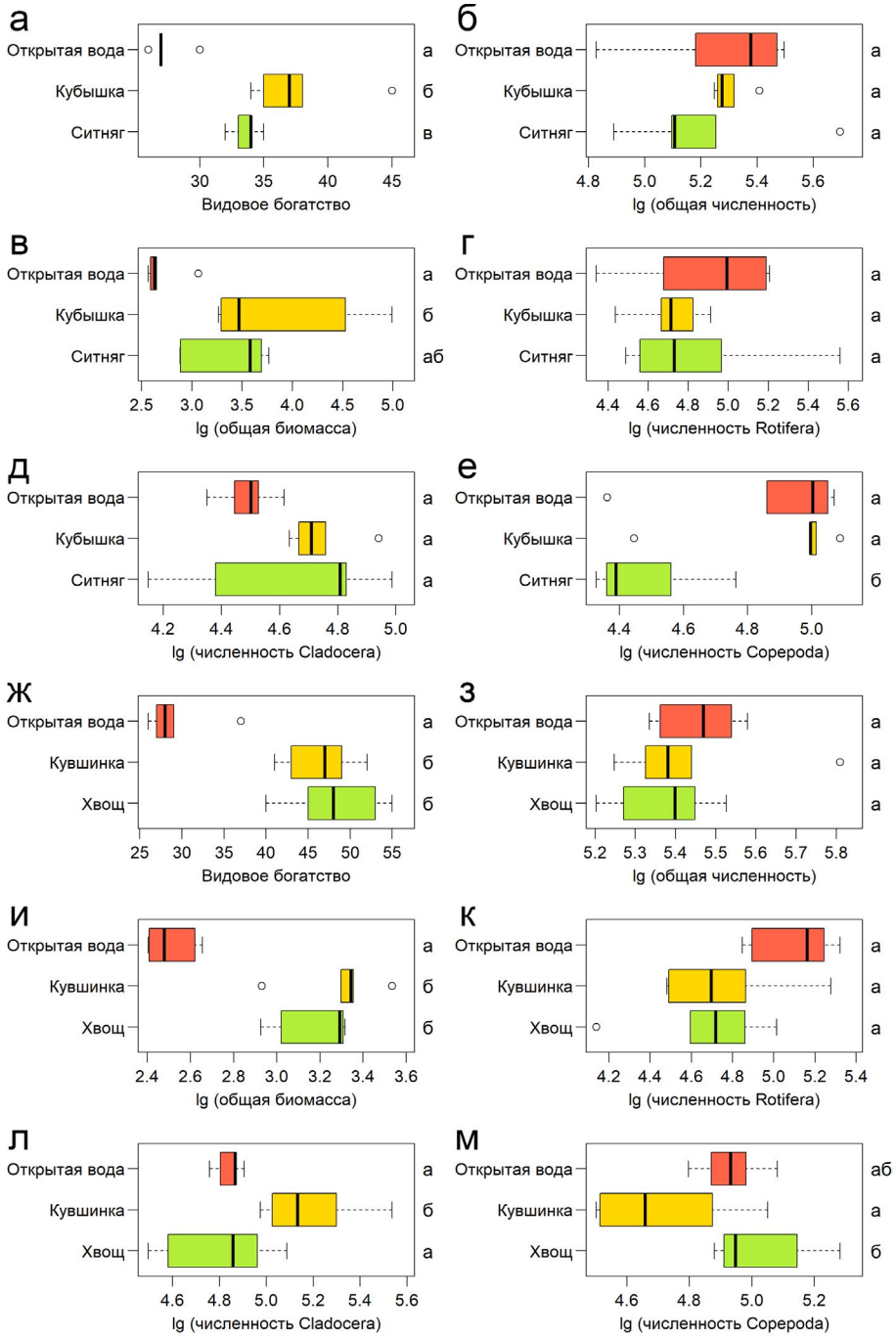


Рис.4. Диаграммы размаха значений структурных показателей сообществ зоопланктона в исследованных биотопах озер Чарское (а–е) и Головковское (ж–м). Описание биотопов, как на рис. 1. Для обозначения значимых различий были добавлены компактные буквенные обозначения.

В озере Хальзовское не наблюдалось прямого увеличения или снижения обилия доминантов и субдоминантов из-за более сложной структуры макрофитных зарослей. Так, доля основного доминанта в зарослях манника с сальвинией науплиальных стадий веслоногих ракообразных снижалась в зарослях стрелолиста и элодеи и возрастала в зоне открытой воды. Доли коловратки *L. bulla* (Gosse, 1886) и копеподитных стадий снижались в зарослях стрелолиста, затем возрастали в зарослях элодеи и опять снижались в зоне открытой воды. Напротив, доли коловратки *L. luna* и *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine, 1820) увеличивались в зарослях стрелолиста, а затем снижались к зоне открытой воды. Доли двух других видов C. *quadrangula* (O.F. Müller, 1785) и *C. pulchella* Sars, 1862 возрастали к зарослям элодеи с дальнейшим снижением в зоне открытой воды (Таблица 2).

Доля коловраток в общей численности и биомассе зоопланктона снижалась от зарослей манника с сальвинией к зарослям элодеи с дальнейшим возрастанием в зоне открытой воды. Кладоцеры демонстрировали обратную тенденцию, возрастая в зарослях стрелолиста и снижаясь к зоне открытой воды. Доля копепод в общей численности и биомассе зоопланктона была минимальной в зарослях стрелолиста, а затем возрастала к зоне открытой воды.

Таблица 2. Показатели видовой структуры и количественного развития сообществ зоопланктона озер Малышевское и Хальзовское.

Озеро Малышевское			
Показатель	**Манник + Водокрас**	**Роголистник**	**Открытая вода**
Видовое богатство	63	59	62
Численность, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	21:45:34	39:44:17	77:3:20
Биомасса, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	6:52:42	16:52:32	81:7:12
Индекс доминирования, %:			
Alonella exigua	30.0	7.76	0.04
Copepodit Cyclopoida	17.14	11.74	1.45
Nauplii Copepoda	14.80	4.32	18.09
Plationus patulus	8.47	11.94	0.10
Coronatella rectangula	7.72	4.99	0.01
Chydorus sphaericus	4.55	24.77	2.03
Lecane luna	1.14	17.21	0.43
Synchaeta pectinata	0.0	0.0	20.23

Lake Khalzovskoe				
Показатель	**Манник + Сальвиния**	**Стрелолист**	**Элодея**	**Открытая вода**
Видовое богатство	83	62	71	38
Численность, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	35:20:45	35:55:10	29:48:23	56:9:35
Биомасса, % Rotifera:Cladocera:Copepoda	7:58:35	2:93:5	2:92:6	33:55:12
Индекс доминирования, %:				
Nauplii Copepoda	29.85	10.81	11.21	34.69
Lecane bulla	15.85	2.82	10.22	2.73
Copepodit Cyclopoida	14.2	4.25	14.39	0.57
Lecane luna	8.28	25.17	15.54	11.6
Ceriodaphnia quadrangula	2.17	2.59	8.45	1.02
Ceriodaphnia reticulata	1.26	15.81	5.06	0
Ceriodaphnia pulchella	0.12	4.02	9.23	0.34
Keratella cochlearis	0.01	0.05	0.01	25.4

Общее видовое богатство сообществ зоопланктона статистически значимо различалось во всех четырех зонах и было максимально в зарослях манника с сальвинией, а минимально в зоне открытой воды (Рис. 5ж). Общие численность и биомасса сообществ зоопланктона были минимальны в зоне открытой воды (Рис. 5з, 5и). Общая численность коловраток и копепод были значимо выше в зарослях манника с сальвинией и зарослях элодеи по сравнению с зарослями стрелолиста и зоной открытой воды (Рис. 5к, 5м). Наибольшая численность кладоцер отмечалась в зарослях элодеи (Рис. 5л).

На построенной по результатам анализа избыточности (RDA) ординационной дендрограмме для озер Чарское и Головковское видно формирование шести групп проб, приуроченных к определенной зоне зарослей или зоне открытой воды (Рис. 6). Среди факторов, оказывающих статистически значимое влияние на видовую структуру, выделялись тип биотопа (61.05%), температура воды (17.82%), pH (16.05%), электропроводность (15.28%), прозрачность воды (13.65%), проективное покрытие макрофитов (12.68%). Значимыми оказались первые пять осей (*p-значение = 0.001*).

Аналогичные результаты получились при анализе сообществ зоопланктона озер Малышевское и Хальзовское. На ординационной диаграмме видно формирование семи групп проб, приуроченных к определенной зоне зарослей или зоне открытой воды (Рис. 7). Среди факторов, оказывающих статистически значимое влияние на видовую структуру, выделялись тип биотопа (63.14%), проективное покрытие макрофитов (23.85%), прозрачность воды (16.68%), электропроводность (14.99%), pH (10.59%), концентрация растворенного кислорода (6.63%), концентрация хлорофилла a (4.87%), температура воды (3.22%). Значимыми оказались первые шесть осей (*p*-значение = *0.001*).

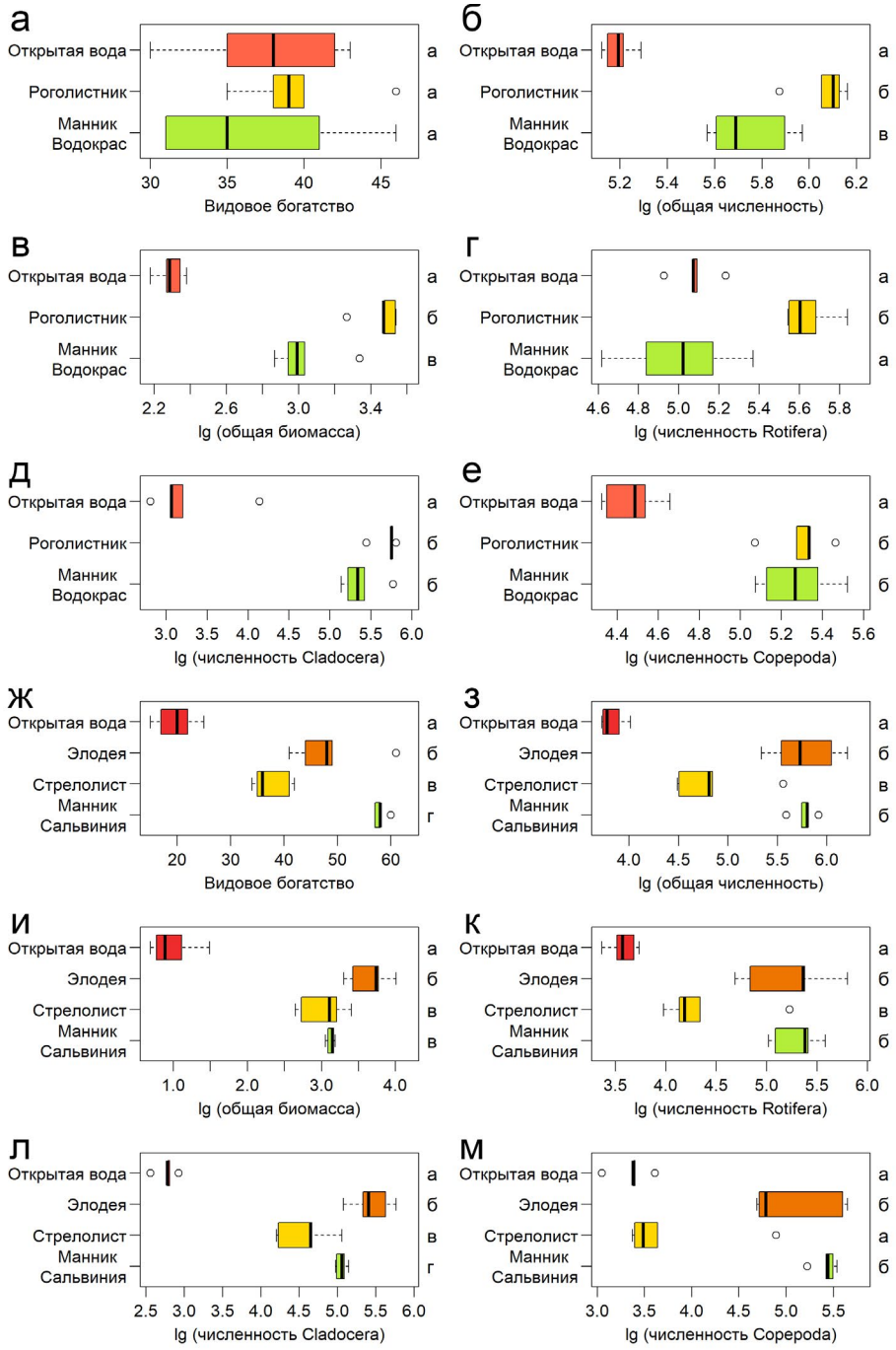


Рис.5. Диаграммы размаха значений структурных показателей сообществ зоопланктона в исследованных биотопах озер Малышевское (а–е) и Хальзовское (ж–м). Описание биотопов, как на рис. 1. Для обозначения значимых различий были добавлены компактные буквенные обозначения.

4. Обсуждение

Концепцию пространственного размещения сообществ вдоль градиентов изменения факторов среды (ценоклинов) активно развивал в прошлом веке Р. Уиттекер (1980). Согласно его подходу экоклин представляет собой совокупность ценоклина и комплексного градиента (градиента факторов среды). В зарослях макрофитов литоральной зоны изученных озер формировался градиент основных параметров водной среды (температуры, pH, прозрачности, электропроводности, содержания кислорода, хлорофилла а). В разнотипных по морфологическому строению зарослях макрофитов и на краю зарослей располагались сообщества зоопланктона с различающейся видовой структурой. Это свидетельствует о формировании ценоклина. С продвижением от зарослей гелофитов и смешанных зарослей, расположенных у берега, к зоне открытой воды в зоопланктоценозах происходила постепенная смена доминантов и субдоминантов, снижение доли ветвистоусых ракообразных и увеличение доли коловраток. Таким образом, отсутствовали резкие переходы, характерные для экотонов. Все это позволяет охарактеризовать наблюдаемое распределение сообществ зоопланктона и факторов среды как экоклин.

Проведенный RDA-анализ показал, что наибольшее влияние на видовую структуру сообществ зоопланктона оказывал тип биотопа – наличие растений разной морфологической структуры или их отсутствие. Видовой состав макрофитов и струк-

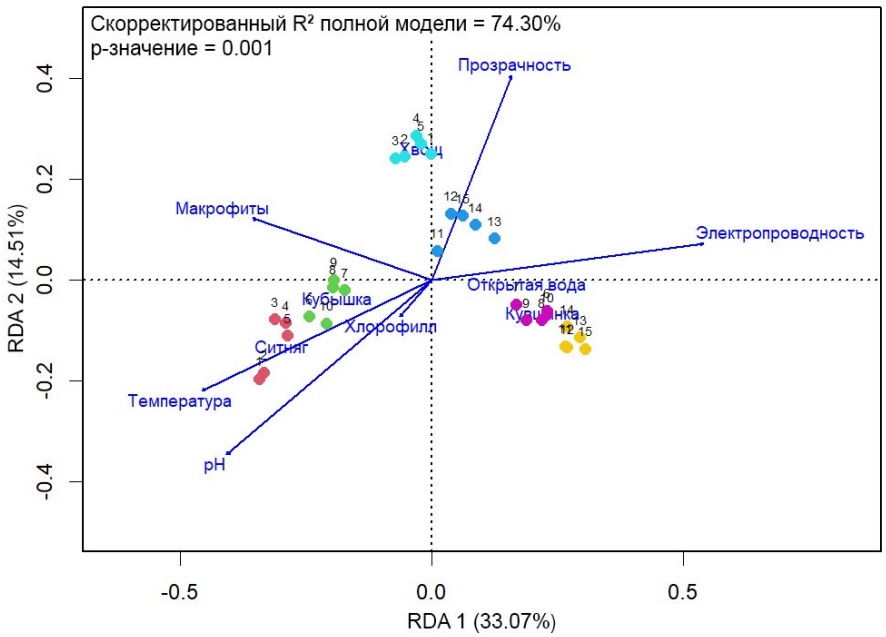


Рис.6. Ординационная диаграмма для проб зоопланктона озер Чарское и Головковское. 1–15 – номера станций (красный цвет – биотоп ситняга болотного, зеленый цвет – биотоп кубышки желтой, голубой – биотоп хвоща приречного, розовый – биотоп кувшинки чисто-белой, синий и желтый – открытая вода).

тура растительного покрова выступает в качестве важного фактора, определяющего трофически-нишевые взаимодействия (Jeong et al., 2014; Kurbatova and Yershov, 2018). Определенные виды зоопланктона имеют предпочтения к среде обитания, сформированной макрофитам разного морфологического строения (Walsh, 1995; Kuczynska-Kippen and Nagengast, 2003). Увеличение обилия фитофильных кладоцер *S. crystallina* в зарослях кувшинки и *P. truncatus* в зарослях кубышки объясняется их предпочтениями к растениям с плавающими на поверхности листьями (Коровчинский и др., 2021а). Предпочтения погруженным макрофитам отдают коловратки *L. bulla* и *L. luna*. В оз. Хальзовское наблюдалась пространственная дифференциация этих двух видов. Наибольшего обилия *L. luna* достигала при более низком обилии *L. bulla*. Это объясняется тем, что *L. bulla* более сильный конкурент и способен вытеснять *L. luna* (Kuczynska-Kippen, 2007). Такая же конкуренция наблюдалась среди видов *Ceriodaphnia*. *C. reticulata* как более мощный фильтратор способен подавлять более мелких *C. pulchella* и *C. quadrangula*, поэтому доминировал в зарослях стрелолиста. В соседних зарослях элодеи его обилие снизилось, что позволило увеличиться обилию *C. pulchella* и *C. quadrangula*. Таким образом, разнотипные в морфологическом строении заросли макрофитов формируют более напряженные конкурентные взаимоотношения.

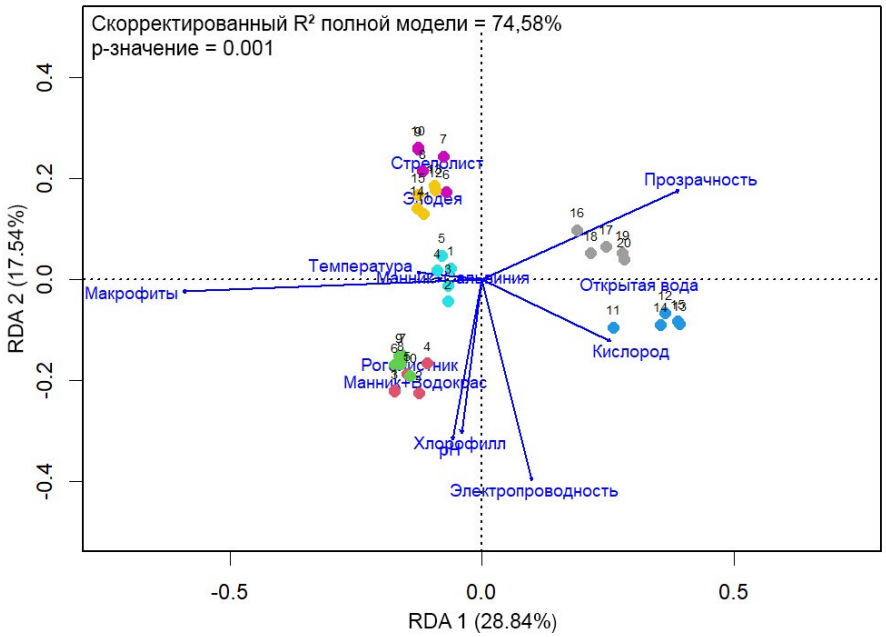


Рис.7. Ординационная диаграмма для проб зоопланктона озер Малышевское и Хальзовское. 1–20 – номера станций (красный цвет – биотоп манника с водокрасом, зеленый цвет – биотоп роголистника погруженного, голубой – биотоп манника с сальвинией, розовый – биотоп стрелолиста, желтый – биотоп элодеи, синий и серый – открытая вода).

Для большинства озер отмечено снижение видового богатства на краю зарослей в зоне открытой воды. Максимально число видов наблюдалось в смешанных зарослях манника с сальвинией в оз. Хальзовское. Также в этом озере происходило снижение числа видов в менее плотных зарослях стрелолиста и увеличение в плотных зарослях элодеи. Всё это подтверждает тот факт, что более гетерогенные заросли макрофитов позволяют формироваться высокому видовому богатству сообществ зоопланктона (Basu et al., 2000; Баканов и др., 2001; Kuczynska-Kippen, 2006; Basinska and Kuczynska-Kippen, 2009; Kurbatova et al., 2017).

Для всех озер отмечены самые низкие значения общей биомассы зоопланктона в зоне открытой воды. Однако мы не зарегистрировали однонаправленное снижение биомассы от берега к краю зарослей, как это наблюдалось в ряде озер (Баканов и др., 2001; Черевичко, 2007). Напротив, отмечено возрастание общей биомассы зоопланктона в зарослях погруженных макрофитов (роголистник и элодея), граничащих с зарослями гелофитов и зоной открытой воды. Погруженные макрофиты с большей биомассой в наибольшей степени увеличивают физическую сложность водной среды и создают более благоприятные условия для водных животных, чем растения с более простым строением (Manatunge et al., 2000; Kuczynska-Kippen, 2006; Choi et al., 2014; Celewicz-Goldyn and Kuczynska-Kippen, 2017).

Во всех озерах отмечено снижение доли кладоцер и увеличение доли коловраток в общей численности и биомассе зоопланктона на краю зарослей макрофитов. Особенно резкое падение обилия кладоцер наблюдалось на границе погруженных макрофитов (роголистника и элодеи) в зоне открытой воды. Это эффект может объясняться выеданием планктоноядными рыбами (Jeppesen et al., 1997; Gliwicz, 2003). Погруженные макрофиты выполняют роль рефугиума от хищничества (Moss et al., 1998; Kuczynska-Kippen and Nagengast, 2006; Семенченко и Разлуцкий, 2009; Karpowicz et al., 2016), позволяя кладоцерам концентрироваться в них. Снижение доли кладоцер на краю зарослей высвобождает от конкуренции коловраток и позволяет им наращивать свою численность.

5. Заключение

Установлено, что в разнотипных макрофитных поясах литоральной зоны малых озер развиваются различающиеся по видовой структуре зоопланктоценозы. Благодаря разнотипному строению макрофиты литорали формируют направленное изменение структуры сообществ и факторов среды в пространстве, что позволяет охарактеризовать эту зону как экоклин. Изменение количественных характеристик сообществ зоопланктона (число видов, численность, биомасса) зависит от произрастания макрофитов разных экологических групп. Наибольшее влияние на зоопланктон оказывают смешанные и погруженные заросли макрофитов.

Благодарности

Исследование поддержано грантом Российского Научного Фонда № 24-74-00016, https://rscf.ru/project/24-74-00016/.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Баканов А.И., Столбунова В.Н., Довбня И.В. и др. 2001. Животное население зарослей озера Неро: фауна растительных ассоциаций. Биология внутренних вод 2: 43-52.

Бакка С.В., Киселева Н.Ю. 2009. Особо охраняемые природные территории Нижегородской области. Аннотированный перечень. Нижний Новгород: Министерство природных ресурсов Нижегородской области.

Ермохин М.В. 2007. Проблемы и перспективы исследования краевых структур биоценозов рек и водоемов речных долин. В: Актуальные вопросы изучения микро-, мейозообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов, С. 101-129.

Зимбалевская Л.Н., Плигин Ю.В., Хороших Л.А. и др. 1987. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ. Киев: Наукова думка.

Коровчинский Н.М., Котов А.А., Бойкова О.С. и др. 2021. Ветвистоусые ракообразные (Crustacea: Cladocera) Северной Евразии. Т. I. Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Коровчинский Н.М., Котов А.А., Синёв А.Ю. и др. 2021. Ветвистоусые ракообразные (Crustacea: Cladocera) Северной Евразии. Т. II. Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Литоральная зона Ладожского озера. 2011. В: Курашова Е.А. (ред.). Санкт-Петербург: Нестор-История.

Методы гидробиологических исследований внутренних вод. 2024. В: Крылова А.В. (ред.). Борок, Ярославская обл.: ИБВВ РАН; Ярославль: Филигрань.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. 2010. В: Алексеева В.Р., Цалолихина С.Я. (ред.). Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Папченков В.Г. 2001. Растительный покров водоёмов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ.

Раменский Л.Г. 1924. Основные закономерности растительного покрова и методы их изучения. В: Вестник опытного дела Средне-Черноземной области. Январь-февраль. Воронеж: Обл. ред. изд. комитета НКЗ, С. 37-73.

Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. 2009. Факторы, определяющие суточное распределение и перемещения зоопланктона в литоральной зоне пресноводных озёр. Журнал Сибирского федерального ун-та. Серия Биология 2: 191-225.

Семенченко В.П., Разлуцкий В.И., Бусева Ж.Ф. et al. 2013. Зоопланктон литоральной зоны озёр разного типа. Минск: Беларуская навука.

Уиттекер Р. 1980. Сообщества и экосистемы. Москва: Прогресс.

Черевичко А.В. 2007. Зоопланктон зарослей высшей водной растительности озера Полисто. В: Актуальные вопросы изучения микро-, мейо- зообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов, С. 297-300.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. 2003. Количественная гидроэкология. Тольятти: ИЭВБ РАН.

Attrill M.J., Rundle S.D. 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 929-936. DOI: 10.1006/ecss.2002.1036

Barletta M., Amaral C.S., Correa M.F.M. et al. 2008. Factors affecting seasonal variation in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. Journal of Fish Biology 73: 1314-1336. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x

Basinska A., Kuczynska-Kippen N. 2009. Differentiated macrophyte types as a habitat for rotifers in small mid-forest water bodies. Biologia 64(6): 1100-1107. DOI: 10.2478/s11756-009-0178-4

Basu B.K., Kalff J., Pinel-Alloul B. 2000. The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St Lawrence River. Freshwater Biology 45(4): 373-382. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00635.x

Bolduc P., Bertolo A., Pinel-Alloul B. 2016. Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. Hydrobiologia 778: 151-165. DOI: 10.1007/s10750-016-2663-4

Borcard D., Gillet F., Legendre P. 2011. Numerical Ecology with R. Springer: New York, NY, USA.

Celewicz-Goldyn S., Kuczynska-Kippen N. 2017. Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. PLOS ONE 12(5): e0177317. DOI: 10.1371/journal.pone.0177317

Choi J.-Y., Jeong Kw.-S., Kim S.-K. et al. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. Ecological Informatics 24: 177-185. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2014.09.002

Choi J.-Y., Jeong Kw.-S., La G.-H. et al. 2015. The influence of aquatic macrophytes on the distribution and feeding habits of two *Asplanchna* species (*A. priodonta* and *A. herrickii*) in shallow wetlands in South Korea. Journal of Limnology 74 (1): 1-11. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.896

Clements F.E. 1916. Plant succession. An analysis of the development of vegetation. Plant ecology. Washington: Carnegie Institution of Washington.

Gleason H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. Bulletin of the Torrey Botanical Club 53(1): 7-26.

Gliwicz Z.M. 2003. Between Hazards of Starvation and Risk of Predation: The Ecology of Offshore Animals. Excellence in Ecology 12: International Ecology Institute.

Jeong Kw.-S., Choi J.-Y., Jeong Kw.-S. 2014. Influence of aquatic macrophytes on the interactions among aquatic organisms in shallow wetlands (Upo Wetland, South Korea). Journal of Ecology and Environment 37(4): 185-194. DOI: 10.5141/ecoenv.2014.022

Jeppesen E., Jensen J.P., Sondergaard M. et al. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient status, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151-164. DOI: 10.1023/A:1017046130329

Karpowicz M., Ejsmont-Karabin J., Strzalek M. 2016. Biodiversity of zooplankton (Rotifera and Crustacea) in water soldier (*Stratiotes aloides*) habitats. Biologia 71/5: 563-573. DOI: 10.1515/biolog-2016-0068

Kuczynska-Kippen N. 2003. The distribution of rotifers (Rotifera) within a single *Myriophyllum* bed. Hydrobiology 506-509: 327-331. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008543.58859.f7

Kuczynska-Kippen N. 2006. Zooplankton structure in architecturally differentiated macrophyte habitats of shallow lakes in the Wielkopolska Region, Poland. International Journal of Oceanography and Hydrobiology 35(2): 179-191.

Kuczynska-Kippen N. 2007. Interactions of con-generic *Lecane* species (Rotifera) within different macrophyte patches in a shallow lake. Polish Journal of Ecology 55(1): 91-100.

Kuczynska-Kippen N., Nagengast B. 2003. The impact of the architecture of macrophytes on the spatial structure of zooplankton of the Wielkowiejskie lake. Rocz. AR Pozn. CCCLIV 6: 121-129.

Kuczynska-Kippen N., Nagengast B. 2006. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. Hydrobiologia 559: 203-212. DOI: 10.1007/s10750-005-0867-0

Kurbatova S.A., Lapteva N.A., Bykova S.N. et al. 2019. Aquatic plants as a factor that changes trophic relations and the structure of zooplankton and microperiphytone communities. Biology Bulletin 46(3): 284-293. DOI: 10.1134/S1062359019030051

Kurbatova S.A., Yershov I.Y. 2018. Zooplankton in monospecies and mixed phytocenoses of *Stratiotes aloides* L. and *Sagittaria sagittifolia* L. under experimental conditions. Inland Water Biology 1: 46-55. DOI: 10.1134/S1995082918010091

Kurbatova S.A., Yershov I.Y., Borisovskaya E.V. 2017. Effect of hydrophyte thickets density on zooplankton. Inland Water Biology 10: 83-91. DOI: 10.1134/S1995082917010114

Lauridsen T.L., Jeppesen E., Søndergaard M. et al. 1998. Horizontal migration of zooplankton: predatormediated use of macrophyte habita. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. New York: Springer-Verlag, pp. 233-239.

Legendre P., Legendre L. 2012. Numerical ecology. Oxford: Elsevier.

Lima A.R.A., Ferreira G.V.B., Barletta M. 2019. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. Marine Environmental Research 151: 104786. DOI: 10.1016/j.marenvres.2019.104786

Lucena-Moya P., Duggan I.C. 2011. Macrophyte architecture affects the abundance and diversity of littoral microfauna. Aquatic Ecology 45: 279-287. DOI: 10.1007/s10452-011-9353-0

Makarewicz J.C., Likens G.E. 1975. Niche analysis of a zooplankton community. Science 190: 1000-1003. DOI: 10.1126/SCIENCE.190.4218.1000

Manatunge J., Asaeda T., Priyadarshana T. 2000. The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: A study using artificial submerged macrophytes. Environmental Biology of Fishes 58: 425-438. DOI: 10.1023/A:1007691425268

Moss B., Kornijow R., Measey G.J. 1998. The effects of nymphaeid (*Nuphar lutea*) density and predation by perch (*Perca fluviatilis*) on the zooplankton communities in a shallow lake. Freshwater Biology 39: 689-697. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00322.x

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2025. URL: http://www.R-project.org/ (accessed on July 27, 2025).

Scheffer M. 2004. Ecology of Shallow Lakes. New York: Springer Science & Business Media.

Stolbunova V.N. 2011. Zooplankton of macrophyte overgrowths in the mouth of the Rybinsk reservoir tributary. Inland Water Biology 4: 165-172. DOI: 10.1134/S1995082911020192

van der Maarel E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. Journal of Vegetation Science 1: 135-138. DOI: 10.2307/3236065

Walsh E.J. 1995. Habitat-specific predation susceptibilities of a littoral rotifer to two invertebrate predators. Hydrobiologia 313: 205-211. DOI: 10.1007/978-94-009-1583-1_28

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Genetic structure of an amphipod species Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji Bazikalova, 1945 in the Lake Baikal basin

Saranchina A.E.[1], Govorukhina E.B.[1], Romanov N.A.[1], Filippov A.V.[2], Timofeyev M.A.[1], Drozdova P.B.[1,2,*]

[1] Irkutsk State University, Karl Marx st. 1, Irkutsk, 664003, Russia
[2] Baikal Research Centre, Rabochaya st. 5v, Irkutsk, 664011, Russia

ABSTRACT. Hundreds of Baikal amphipod species form a so-called species flock, and *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji* Bazikalova, 1945 is one of the most widespread representatives of this group in the southern part of Lake Baikal. Despite this, nothing is known about the genetic structure of this species. In this study, we identified three genetic lineages of *E. marituji* based on the sequences of a mitochondrial gene cytochrome c oxidase subunit I (COI) and a nuclear gene 18S rRNA. We designated these lineages as the southern (S), western (W) and central (C) lineages. While the three lineages are geographically separated in Baikal, they are mixed in the Angara and Yenisey rivers. The age of the last common ancestor is estimated at 3.6 million years ago. We also observed first-and second-generation hybrids, which at the moment prevents us from considering these lineages as separate biological species. In addition, based on the literature and our observations, we hypothesise that the previous findings of a distinct species *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) viridis* (Dybowsky, 1874) in the Yenisey River should be attributed to *E. marituji*.

Keywords: Angara, Yenisei, *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) viridis*, cytochrome c oxidase, phylogenetics

For citation: Saranchina A.E., Govorukhina E.B., Romanov N.A., Filippov A.V., Timofeyev M.A., Drozdova P.B. Genetic structure of an amphipod species Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji Bazikalova, 1945 in the Lake Baikal basin // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 681-701. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-681

1. Introduction

The Baikal representatives of the Amphipoda order (Crustacea) are one of the prime examples of the "species flock". To date, more than 350 endemic species and subspecies have been described (Takhteev, 2019). As autochthonous dwellers of Lake Baikal (Sherbakov, 1999), which is estimated to be 25-70 million years (my) old (Mats et al., 2011), they have inhabited all existing ecological niches. Amphipods inhabit at all depths (0642 m) and have various feeding types (from algae to parasitism) and life forms (pelagic, benthic and symbiotic) (Takhteev, 2000). Numerous studies have estimated the genetic diversity of Baikal amphipods from different ecotopes of the lake (Yampolsky et al., 1994; Sherbakov et al., 1998; Gomanenko et al., 2005; Daneliya et al., 2011; Daneliya and Väinölä, 2014; Gurkov et al., 2019; Zaidykov et al., 2023). Littoral amphipods are an interesting group in this regard, being easily accessible for capture and study. The intraspecific genetic distance for some species is often comparable to the interspecific distance for non-Baikal amphipods, suggesting cryptic diversity (Gurkov et al., 2019). At the same time, all Baikal amphipods reside within the *Gammarus* clade according to molecular data (Macdonald III et al., 2005).

We will use the same terms as in our previous works (Drozdova et al., 2022; Saranchina et al., 2024). A set of similar sequences of one gene, as determined by a species delimitation method will be referred to as a haplogroup. In this study, a genetic lineage will refer to a group of animals with separate haplogroups for each marker gene.

In our previous work on the genus *Eulimnogammarus* Bazikalova, 1945 it was found that the formerly single species *E. verrucosus* (Gerstfeldt, 1858) splits into three geographically separated lineages in Baikal (Gurkov et al., 2019). Subsequently,

*Corresponding author.
E-mail address: drozdovapb@gmail.com (P.B. Drozdova)

Received: July 18, 2025; ***Accepted:*** August 08, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

pre- and postzygotic barriers were checked and genome sizes were different for all three lineages (Drozdova et al., 2022). As no qualitative morphological distinctions were found, we assert that these lineages are cryptic species. Although the *E. vittatus* (Dybowsky, 1874) species also have separate lineages, the genetic distance between them is smaller than the distances between the *E. verrucosus* lines (Gurkov et al., 2019). A different pattern emerges for *E. cyaneus* (Dybowsky, 1874): it does not form clearly defined genetic lineages, and different geographical populations can interbreed freely (Drozdova et al., 2025). The littoral species *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) comprises four haplogroups by the cytochrome oxidase subunit I (COI) gene sequences, and the distance between one of these groups and the other is comparable to the distance between the *E. verrucosus* and *E. vittatus* lines (Gomanenko et al., 2005; Bukin et al., 2018; Drozdova et al., 2024).

It should be noted that the distribution of the genetic lineages of all aforementioned species correlates with the spots where they were caught. In particular, it has been established that there are different lineages of the *E. verrucosus* and *E. vittatus* inhabiting the different banks of the Angara River, the single Baikal outflow (Gurkov et al., 2019). The minimum geographic distance between the river's source banks is only 1 km, which is a distance the animals could potentially cover. For *E. verrucosus* cryptic species are shown to blend at the Angara source but one of them dominates over the other one downstream. Distinctions in diets, breeding season, preferred temperature or other ecological features have not been identified, so the reasons for the replacement of one species by another are unknown. One more interesting fact is that the age of the last common ancestor reaches 4 my, whereas the age of the Angara is only 70–120 thousand years (Saranchina et al., 2024). A study of the genetic origin of the Baikal amphipod in the Angara River may shed light on the ongoing evolutionary processes in Baikal.

In this article, we focus on another *Eulimnogammarus* species, *Eulimnogammarus (Philolimnogammarus) marituji* Bazikalova, 1945 (Bazikalova, 1945). This littoral species is found at depths of 0-30 m (Kamaltynov, 2009), whose body length ranges from 16 to 25 mm, during the winter-summer breeding season. The species is widespread particularly in the southern part of the lake (Govorukhina, 2005) and is also one of the dominant species along the water course (based on our observations). Despite this, the *E. marituji* phylogeny remains unstudied. Currently, there is only one transcriptome for a single specimen available in the NCBI Genbank database, which was produced as part of a project on the phylogeny of all Baikal amphipods species (Naumenko et al., 2017).

2. Materials and methods

2.1. Sampling

A total number of 67 *E. marituji* individuals were caught and analysed. Amphipods were collected from 14 spots, six of which were located at the shore of Lake Baikal, seven in the Angara River and one in the Yenisey River. The exact dates and coordinates for each animal are listed in Supplementary Table S1. The animals were caught with a hand net at depths of 0–0.5 m; most of the samples were photographed before fixation in ethanol. The amphipods were identified as *E. marituji* according to the morphological key (Bazikalova, 1945).

2.2. DNA extraction, PCR and markers genes sequencing

DNA was extracted from the pleopods and pereopods using an S-sorb commercial kit (Syntol). The tube containing the tissue and two steel beads was placed in a TissueLyser (Qiagen) and homogenised at a maximum speed for 1.5 min. Subsequent extraction was performed according to the manufacturer's instructions but the lysis step was one hour long instead of five minutes. The 5' regions of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I (COI) gene and nuclear 18S rRNA gene were used as marker fragments. To amplify the COI gene, 2x BioMaster HS-Taq (BioLabMix) and 2.5x real-time PCR reaction mix (Syntol) were used. 5x ScreenMix (Evrogen) and 2x BioMaster HS-Taq (BioLabMix) were used to amplify the 18S rRNA fragment. Eight primers for the COI polymerase chain reaction were as follows: LCO_Eve_F1 (TCTCTACTAATCATAAAGATATCGG), Eve_F5 (AGAGCTATCTCAGACTTTGAATC), COI_LCO1490 (GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG), jgLCO1490 (TITCIACIAAYCAYAARGAYATTGG) and HCO_Eve_R1 (TAAACTTCTGGATGGCCAAAGAATCA), Eve_R5 (TGCCAGTAGGAACTGCGATA), COI_HCO2198 (TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA), jgHCO2198 (TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA). The 18S rRNA gene was amplified using the 18SF (CCTAYCTGGTTGATCCTGCCAGT) and 18S700R (CGCGGCTGCTGGCACCAGAC) primers. The LCO_Eve_F1/HCO_Eve_R1 and Eve_F5/Eve_R5 primers pairs were taken from our previous work (Saranchina et al., 2024). COI_LCO1490/COI_HCO2198 is a universal pair commonly used to amplify invertebrate COI fragments (Folmer et al., 1994). jgLCO1490/jgHCO2198 primers were constructed based on COI_LCO1490/COI_HCO2198 primers to broaden their taxonomic scope (Geller et al., 2013). 18SF/18S700R were designed for studies in amphipods (Englisch et al., 2003). Forwards and reverse primers were used in various combinations for each sample (see Supplementary Table S1). The PCR programme was as follows: 95°C 5 min, then 30 cycles with the steps of 95°C for 30 sec, 53°C for 1 min and 72°C for 1 min, with a final step of 72°C for 5 min out of the cycle.

PCR efficiency was tested using gel electrophoresis in a 1% agarose gel in 1x TAE buffer. The obtained PCR products were purified using Cleanup Standard or Cleanup Mini kits (Evrogen) for COI fragments and ColGen (Syntol) for the 18S rRNA gene. Sanger sequencing method was performed according to the standard protocol with a modified reagent volume (BigDye® Terminator v3.1 Cycle Sequencing kit, Life Technologies): A ready reaction mix was added at a volume of 1 μL and a buffer at a volume of 2 μL per reac-

tion. The same pairs of primers were used for sequencing both genes. Fragment separation and analysis were performed using a Nanophor 05 sequencer (Institute for Analytical Instrumentation RAS) (Alekseev et al., 2019; Bocharova et al., 2021).

2.3. DNA sequence analysis

The raw sequences were basecalled using Mutation Surveyor V5.1 (Minton et al., 2011) and saved in.ab1 format in the Chromas V2.6.6 (Technelysium) program. Alignment to the reference and calculation of the final consensus were performed using the UGENE V41.0 program (Okonechnikov et al., 2012). Reference sequences for the western species of *E. verrucosus* were obtained from the NCBI database: COI fragment NC_023104.1 (Rivarola-Duarte et al., 2014) and 18S fragment AY926773.1 (Macdonald III et al., 2005).

In addition to our own data, we also included the sequences from NCBI in the phylogenetic networks (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/). The sequences of *E. cyaneus* MK887733.1 (Gurkov et al., 2019) and *E. viridis* AY926664.1 (Macdonald III et al., 2005) were used as outgroups for the COI network. One *E. marituji* COI sequence was retrieved from raw transcriptome sequence data (Naumenko et al., 2017). Based on this data, a de novo assembly was obtained (Drozdova et al., 2022), in which the COI sequence was searched using the exonerate utility (Harrison et al., 2024), with the sequence NC_023104 also being used as a query (Rivarola-Duarte et al., 2014). The authors indicate that the specimen was caught near the Bolshie Koty settlement. In the case of the 18S gene, the sequences from *E. cyaneus* FJ752393.1 and *E. viridis* AY926774.1 (Macdonald III et al., 2005) were used as outgroups. The COI network comprised 72 sequences, 69 of which are animals obtained during this study. One sequence was taken from transcriptome data (Naumenko et al., 2017), and two new sequences belong to the *E. viridis* species. Two more sequences serve as outgroups. The 18S rRNA network comprises 72 sequences, three of which belong to the *E. viridis* species, with no transcriptome data from (Naumenko et al., 2017) used. The *E. cyaneus* 18S rRNA sequence KX341964 was used as an outgroup (Romanova et al., 2016).

The sequences were aligned using the Kalign algorithm (Lassmann and Sonnhammer, 2005) and trimmed manually in the UGENE programme (Okonechnikov et al., 2012) to the shortest sequence. The COI alignment was 516 bp long, while the 18S rRNA alignment was 449 bp long. The resulting files were loaded into SplitsTree V4.18.1 (Huson, 1998) to construct networks. The presence of a barcoding gap was assessed with ASAP (Assemble Species by Automatic Partitioning) algorithm through the SpartExplorer web interface (https://spartexplorer.mnhn.fr/; Puillandre et al., 2021; Miralles et al., 2022). A calibrated phylogeny was produced using beast V2.7.3 (Bouckaert et al., 2014) with the optimized relaxed clock model. Calibration was performed based on the previously defined rate of 0.01773 substitutions per my for the COI gene in gammarid amphipods (Copilaş-Ciocianu et al., 2019). The reliability of the obtained estimates was assessed using Tracer V1.7.2 (Rambaut et al., 2018).

The R programming environment V4.3.2 (R Core Team, 2024) in RStudio V2023.09.1 was used for data visualisation. The following packages were used for the maps, which were drawn using Stamen Design's data and distributed by Stadia Maps (https://stadiamaps.com/stamen/), and phylogenetic networks: ape V5.7 (Paradis and Schliep, 2019); dplyr V1.1.1 (Wickham et al., 2023a); ggmap V3.0.2 (Kahle and Wickham, 2013); ggplot2 V3.4.2 (Wickham and Sievert, 2016); ggtree V3.2.1 (Wang et al., 2020); openxlsx V4.2.5 (Schauberger and Walker, 2023); phangorn V2.10.0 (Shavit et al., 2007); reshape2 V1.4.4 (Wickham, 2007, p. 200); scales V1.2.1 (Wickham and Seidel, 2022); tanggle V1.1.0 (Schliep et al., 2021); tidyr V1.3.0 (Wickham et al., 2023b); treeio V1.18.1 (Wang et al., 2020). The final compilation was performed using Inkscape V1.1.2 software (https://inkscape.org/).

All code and initial data are available at the GitHub repository (https://github.com/SaranchinaAlexandra/E.marituji_article_data). The sequences obtained during this work are available at the NCBI Genbank database; the accession numbers are PV804880–PV804946 (COI) and PV810004–PV810071 (18S rRNA).

3. Results

3.1. *E. marituji* genetic lineages

To estimate the genetic diversity of the *E. marituji* populations, we used two marker genes with different origins and substitution rates. The cytochrome c oxidase subunit one (COI) fragment is a commonly used marker gene for crustacean phylogenetics. However, this gene has its flaws: the mitochondrial genetic signal can diverge from that of the nuclear markers (Eberle et al., 2020). To avoid this, in addition to the COI fragment, we also sequenced a more conservative nuclear marker: the first fragment of the 18S rRNA gene. Analysis of the two marker genes in 67 animals from Lake Baikal and the Angara and Yenisey Rivers showed that the *E. marituji* species diverged into three groups according to the COI gene sequences (Fig. 1A). This delimitation was confirmed using the ASAP method, which returned three partitions as the best scheme. Two specimens appeared to be hybrids based on the 18S rRNA gene; these are labelled as haplogroup (H) (Fig. 1B).

We labelled the resulting lineages according to their distribution in Baikal since in the rivers they occurred together (see below). The central lineage (C) included the animals sampled at the central Baikal basin shore and the Angara River. Specimens from the western Baikal shore and the Yenisey River constituted the western lineage (W). The southern lineage (S) included amphipods from the southern Baikal shore (the Angara source served as a barrier between the southern (S) and western (W) animals), and from the Angara and Yenisey rivers.

Two specimens (AmspA11 and GRA3, see Supplementary Table S1) turned out to be 18S rRNA hybrids. At the split network they are labelled as

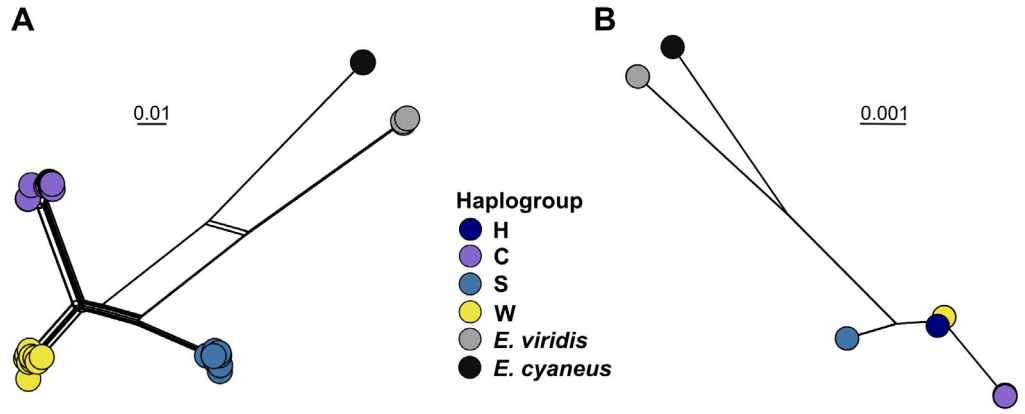


Fig.1. Split phylogenetic networks based on COI (A) and 18S rRNA (B) fragments. The *E. cyaneus* and *E. viridis* sequences serve as outgroups. The hybrid haplogroup (H), which is present only on the 18S network, is labelled with a dark-blue circle.

(H) (Fig. 1B). At position 488 (when aligning to the *Drosophila melanogaster* COI LC025528.1), guanidine occurred only in the W haplogroup, while adenine was found in the other two groups. At position 510, cytosine characterised the S haplogroup, while thymine occurred in the W and C haplogroups (Fig. 2C). According to the COI sequence, AmspA11 belonged to the S haplogroup, meaning that AmspA11 was a first-generation hybrid of S and W lineages (Fig. 2A). In the case of GRA3, the COI sequence belonged to the C haplogroup (Fig. 2B). Inheritance of traits of all three lineages indirectly suggests the fertility of first-generation hybrids and free crossbreeding of all genetic lineages. Based on these data, we can also hypothesise the presence of the C lineage in the Angara River.

Three animals were caught at the Olkhon gate spot and determined as *E. marituji* based on the morphological characters. However, according to both marker gene sequences they belonged to the *E. viridis* species. At the networks, they clustered with the outgroups (Fig. 1).

3.2. Geographical distribution of *E. marituji* genetic lineages

In this study, we analysed the animals from 14 sampling spots from Lake Baikal, as well as the Angara and Yenisey rivers (Fig. 3C).

In the lake, the sampling was performed in six spots, namely Port Baikal, Listvyanka village, Bolshie Koty village (Fig. 3E), near the Sarma River estuary, Cape Uyuga (Fig. 3B), and the Olkhon gate channel (this spot is not shown on the map, because the animals from this spot turned out to be *E. viridis*). According to the data obtained, Baikal is inhabited by all three genetic lineages of *E. marituji*. The central (C) haplogroup was found in the central basin at the following spots: near the Sarma river estuary (one animal) and near the Uyuga cape (six samples) (Fig. 3B). The W representatives were found in Listvyanka and Bolshie Koty villages (14 and 3 individuals, respectively). At the Angara source on the opposite shore, the Port Baikal spot was inhabited by S haplogroups of *E. marituji* (two amphipods) (Fig. 3E).

The animals were also sampled in seven spots along the Angara River, the only Baikal outflow. Two of these were in the Irkutsk reservoir: the Bolshaya rechka and Korolok Bay areas were inhabited by the C haplogroup (four animals per spot) (Fig. 3E). In Angara in Irkutsk, five spots were analysed: Verhnyaya naberezhnaya (one sample), between the Glazkovskij and Akademicheskij bridges on the left bank (four samples), near to the Glazkovskij bridge on the left bank (four samples), near to the Glazkovskij bridge on the right bank (five animals), and Yakobi (six animals). *E. marituji* in these locations belonged to C and S lineages. At the Verhnyaya naberezhnaya and Yakobi spots, we caught C representatives, and at the spot near the Glazkovskij bridge on the left bank all four were S. On the right bank near the Glazkovskij bridge, we caught four S animals and one C animal. Three S lineage representatives and one C lineage representative were found at the spot between the bridges on the left bank (Fig. 3D). The detected hybrids were sampled at

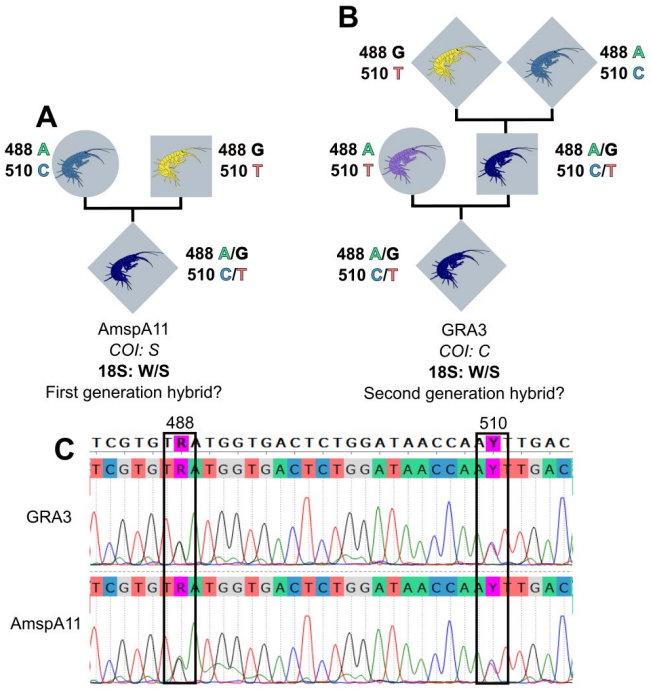


Fig.2. Possible origin of hybrid specimens of *E. marituji*. A, hypothetical origin of the AmspA11 specimen. B, hypothetical origin of the GRA3 specimen. C, part of the 18S rRNA gene sequencing chromatogram showing heterozygous substitutions (designated as degenerate nucleotides R and Y).

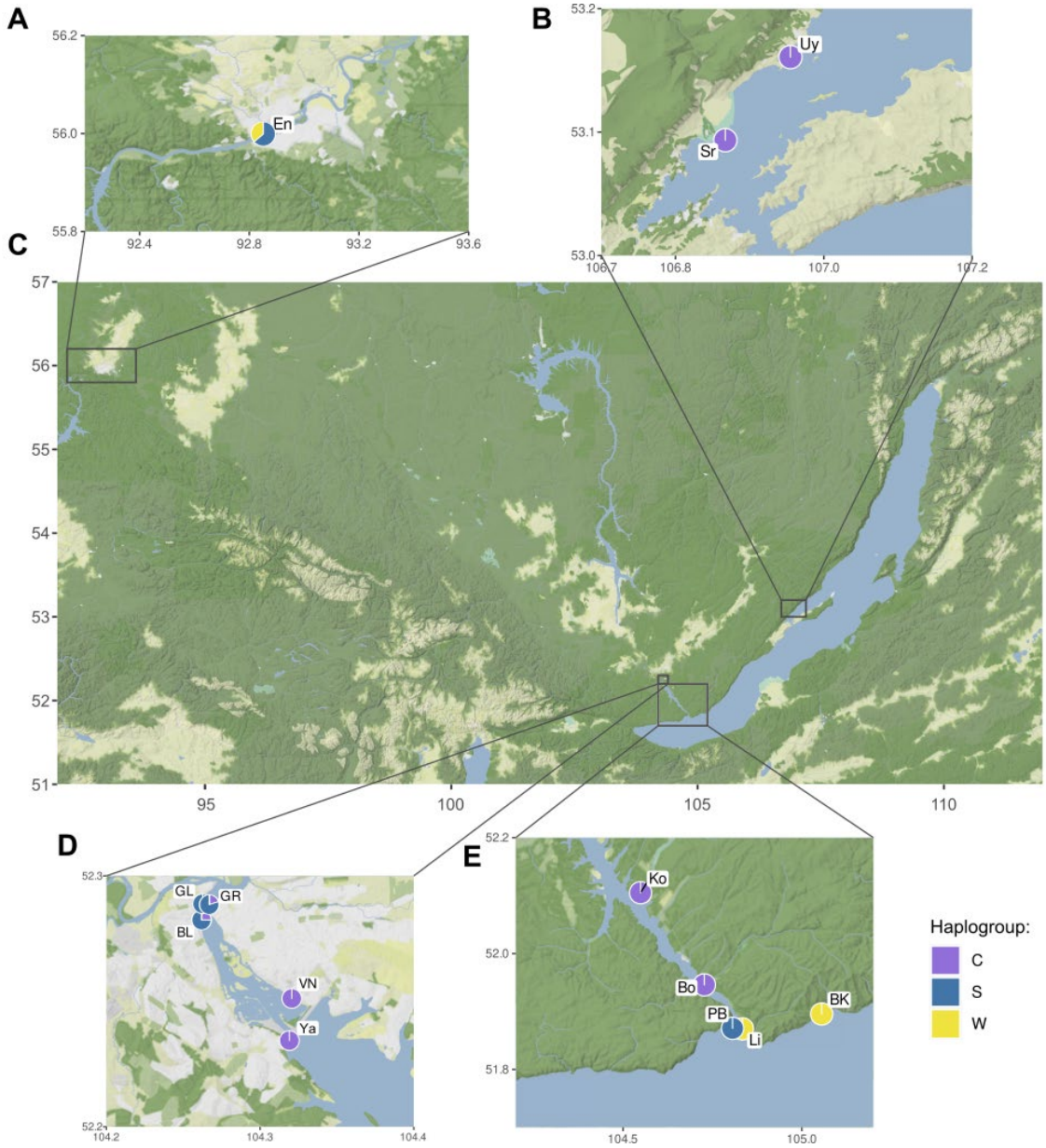


Fig.3. Geographical distribution of *E. marituji* based on COI haplogroups. A, sampling spot in the Yenisey River. En, Yenisey River in Krasnoyarsk. B, spots in Lake Baikal (central basin). Sr, near the Sarma River estuary; Uy, near Cape Uyuga. C, general geographical area of sampling. D, sampling spots in the Angara river within the territory of the Irkutsk city. GL, near to the Glazkovskij bridge on the left bank; GR, near to the Glazkovskij bridge on the right bank; BL, between the Glazkovskij and Akademicheskij bridges on the left bank; VN, Verhnyaya naberezhnaya; Ya, Yakobi beach. E, spots in the southern Baikal basin and Irkutsk reservoir. See Supplementary Table S1 for exact coordinates and sample sizes.

the Glazkovskij bridge on the left bank and at the spot between the bridges on the left bank. On the map they are marked according to their COI gene haplogroup (C and S, respectively).

Eleven animals were analysed from a single catching spot near the Posadnyi island in the Yenisey River, into which the Angara River flows. According to the results, seven of the animals belonged to the S haplogroup and four animals were W representatives (Fig. 3A).

3.3. The age of *E. marituji* genetic lineages

As the time frame in which a species may have emerged is important for understanding its evolution, we estimated the age of the last common ancestor for all genetic lineages. The evolutionary history of all three lineages relative to the *E. cyaneus* outgroup was calculated using Bayesian phylogeny and molecular clock calibration. The length of the analyzed COI fragment equalled 707 bp. The W and S lineages were the closest and diverged 2.6 my ago (95% highest posterior probability interval (95% HPD 1.4–4.7 my)). The first lineage to separate was C; the split occurred 3.6 my ago (95% HPD 2.1–5.5 my) (Fig. 4).

4. Discussion

4.1. Separation within the *E. marituji* species

The study demonstrates that the *E. marituji* species comprises at least three genetic lineages, as determined by COI and 18S rRNA marker genes. The western (W) and southern (S) lineages appear to be the clos-

est, having diverged around 2.6 my ago (Fig. 4). The third lineage, the central (C) lineage is a sister lineage to the first two and separated from them by around 1 my. We also detected two hybrids: the first generation W/S hybrid and the second generation W/S/C animal (Fig. 2).

The obtained data raise the question of whether the discovered genetic lineages constitute distinct species. This is quite a complex issue, which can be tackled with different approaches. The first approach is based on an exclusively morphological method of species delimitation. In the case of Baikal amphipods, this point of view was actively promoted by Prof. Vadim V. Takhteev (Takhteev, 2000). For a long period in the history of science, this was the only available approach, but the development of the universal and relatively inexpensive sequencing methods is rendering this paradigm obsolete. The second species delimitation method is based on comparing the indicators from different bioinformatic algorithms comparing the genetic distances. However, a key issue with this approach is that there are multiple algorithms, which often yield conflicting results. Despite this, they answer one specific question, in the end the final result will strongly depend on the input data and methods chosen (Miralles et al., 2024). The third method is directly related to the biological species concept, specifically the criterion of the ability to freely cross and generate fertile offspring (Bickford et al., 2007). The main problem with this method is the inability to check reproductive barriers for the vast majority of animal species. This species delimitation approach forms part of integrative taxonomy, which considers genetic and reproductive barriers (Hupało et al., 2023). Fortunately for researchers studying Baikal amphipods, this method is available for at least for some of the species. In our works, we have examined pre- and postzygotic barriers in the *E. verrucosus* and *E. cyaneus* lineages. The obtained data show a positive correlation between the degree of genetic separation and reproductive barriers (Drozdova et al., 2022; 2025). However, the best choice seems to be combining genetic data, reproductive analysis, and morphology. Knowledge of all these features would provide a complete picture of the evolution of a species group.

With regard to *E. marituji,* the obtained data are merely the first step in answering the question of species delimitation. The COI-based genetic distances between *E. marituj*i haplogroups are smaller that of *E. verrucosus,* which clearly has post- and prezygotic barriers. At the same time, however, the genetic distance within *E. marituji* is larger than within the *E. cyaneus* species which have no barriers (Drozdova et al., 2025).

The discovery of hybrids implies the possibility of crossing between all three lineages and the fertility of the first generation hybrids, which hints at a presence of a single biological species. However, cross-breeding experiments must be conducted under controlled laboratory conditions to check this hypothesis. Unfortunately, it is currently impossible to create a laboratory culture of Baikal endemic amphipods and test the fertility of the first generation. However, it makes sense to conduct the experiments on pre- and

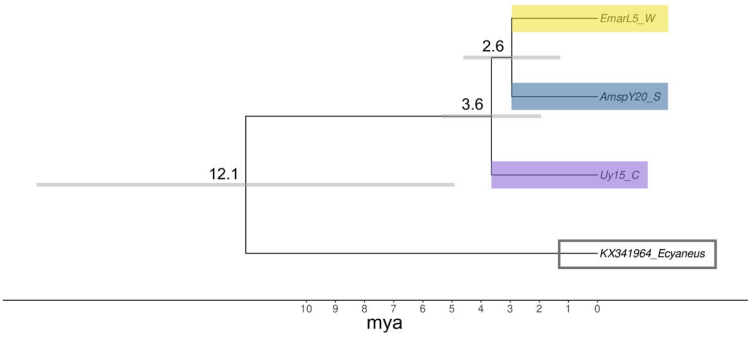


Fig.4. Calibrated Bayesian phylogeny of the *E. marituji* genetic lineages based on the COI fragments. The *E. cyaneus* sequence serves as an outgroup. Numbers at nodes indicate the predicted age of the last common ancestor of the two haplogroups in millions of years. The grey lines correspond to the 95% highest posterior density interval.

postzygotic barriers using the previously established design (Drozdova et al., 2022; 2025).

The data on the reproduction of *E. marituji* in nature is quite controversial. Earlier works mention a winter–spring breeding season (Bazikalova, 1945; Gavrilov, 1949; Bekman and Den'gina, 1969). However, a newer investigation obtained through two years of monitoring the Angara source, suggests that *E. marituji* has a winter–summer breeding period and possibly delays reproduction in the autumn (Govorukhina, 2005). Our data confirm this view (Fig. 5). Females with developed eggs of all genetic lineages were captured from mid-June until the end of July, and ovigerous W female was also noted in the beginning of April. Among the photographs, we found a female at stage IV of maturity, *i.e.* with highly developed juveniles in the marsupium (Bazikalova, 1941) in a precopula (amplexus) (Fig. 5B). This behaviour is characteristic of small relatively thermophilic amphipods in Baikal and beyond (Asochakov and Popova, 2020; Drozdova et al., 2025; Geisler, 1944). The suggested mechanism is that warmer conditions allow for a shorter incubation time and, consequently, an increased number of reproductive cycles per year. According to the obtained data, *E. marituji* can be classified as a species with several breeding cycles per year.

4.2. The geographical distribution of *E. marituji* genetic lineages

The geographical distribution of *E. marituji* lineages in Lake Baikal has parallels to the distribution of other Baikal species. In particular, the separation by the Angara source is also characteristic for *E. verrucosus* and *E. vittatus* (Gurkov et al., 2019). A separate haplogroup inhabiting the western bank of the central basin was discovered for another Baikal amphipod species, *G. fasciatus* (south-western population according to the authors) (Bukin et al., 2018). The small number of sampling points did not allow us to correlate the geological events that had occurred in the lake with the evolutionary history of the species in a manner similar to that

of the aforementioned studies. However, we can draw some conclusions about the distribution of *E. marituji* in the Angara and Yenisey rivers. In the Angara River S, and W representatives are more common (Fig. 3D, E). The presence of W haplogroup hybrids and W animals in the Yenisey River indicates their existence in the Angara River. We can assume that the W and S representatives enter the river with the stream since they both inhabit the Angara source (Fig. 3E). Explaining the presence of C in the river is more difficult based on our results. It is most likely that the *E. marituji* C lineage spreads southwards along the western Baikal shore, but such animals were absent from the samples taken in the Listvyanka and Bolshie Koty villages due to small sample size (17 individuals in total) were simply not present. Further studies with greater geographic coverage and a larger sample size are needed to address this issue.

4.3. The history of studying *E. marituji* and *E. viridis* species

During this study, three amphipod specimens were collected in the Olkhon Gate strait and identified as *E. marituji* using the morphological key (Supplementary Table S1). However, further sequencing revealed that they were close to the individuals of *Eulimnogammarus viridis* (Dybowsky, 1874) analyzed by other authors (Macdonald III et al., 2005) (Fig. 1, 5G). The morphology of these two species is very similar; in the only existing morphological key, they are distinguished by only one qualitative and two quantitative features (Bazikalova, 1945) (Supplementary Table S2). As with *E. marituji,* the type location of *E. viridis* is southern Baikal (Bazikalova, 1945; Kamaltynov, 2009). Both species are abundant at the source of the Angara and have similar ecological features (body length of 25–26 mm (Bazikalova, 1945; Govorukhina, 2005), habitat depth of 0–30 m, and a preference for pebble floor (Kamaltynov, 2009)). They also have similar body colouration (Fig. 5).

Yet the main source of confusion is the information about the distribution of these species in the Angara River. Earlier works has noted that *E. viridis* is a common species in various parts of the Angara (Bazikalova, 1957; Dorogostaysky, 1917; Golyshkina, 1969; Kamaltynov, 2009; Kozhov, 1931) and even Yenisey rivers (Greze, 1957). However, according to more recent sources and our own observations, this species has not been recorded in Angara (Takhteev, 2009; Mekhanikova, 2016). At the same time, the species *E. marituji* was widespread in our samples from the Angara and Yenisey rivers, a pattern that was not observed in the earlier studies. Furthermore, the first description of *E. marituji* was made 70 years after the first description of *E. viridis* (Bazikalova, 1945). Such contradictions can be explained by several possible scenarios. *E. viridis* may have predominated over *E. marituji* but the ratio may have reversed over time. This could be related to an increase in anthropogenic impact, such as the construction of dams and the subsequent formation of reservoirs (since the 1950s to the present day). Another possible reason is their morphological similarity. The initial description of *E. viridis* is rather minimalistic by modern standards (Dybowsky, 1874), and this may have been the reason for the confusion. An additional obstacle could be that the morphological features of amphipods inhabiting the Angara River tend to differ from those of lake amphipods (Bazikalova, 1957). The external appearance of the animal (all morphological traits, including those not significant for the species identification) could also change drastically, which is also the case for e *E. marituji* (Fig. 5).

It is noteworthy that recent publications mention the presence of *E. viridis* in the Yenisey River (in the publication it is referred by the name of the subgenus *Pililimnogammarus viridis,* rather that *Eulimnogammarus viridis*) (Zuyev et al., 2011; Andrianova et al., 2018; Kravchuk et al., 2021). The *E. marituji* species had never been seen in the Yenisey before it was described in this paper. However, all 11 animals analyzed from the river belonged to *E. marituji.* So, there is a chance

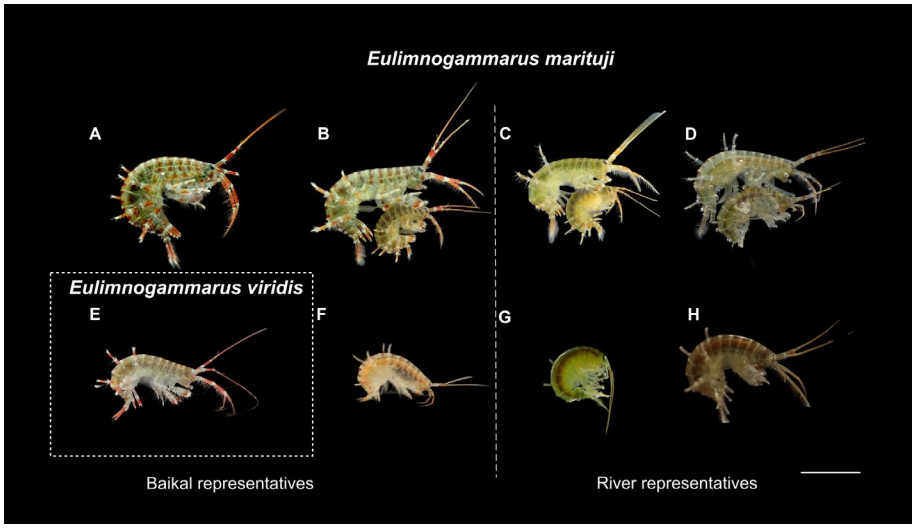


Fig.5. *E. marituji* from different locations. A, a specimen sampled nearby the Listvyanka settlement (W); B, a precopula sampled nearby the Listvyanka settlement; C, a precopula from the Angara River in the Irkutsk city (S); D, a precopula from the Irkutsk reservoir (C); E, an *E. viridis* individual from the Olkhon gate; F, an individual from Baikal caught in the Cape Uyuga area (C); G, an animal from the Angara River in the Irkutsk city (C); H, an amphipod sampled in the Yenisey River (S). Scale bar is equal to 1 cm.

that the animals initially identified as *E. (P.) viridis* are *E. marituji*. As we noted earlier, the morphological differences between the two species are very subtle, and the conditions in the river can alter some of these diagnostic traits. In the further studies of the Baikal amphipod fauna, we would recommend combining morphological expertise with genotyping of specimens.

5. Conclusions

This study established the genetic structure of the Baikal littoral species *Eulimnogammarus marituji* in Lake Baikal and in the Angara and Yenisey rivers. Based on cytochrome c oxidase (COI) and 18S rRNA marker gene sequences, this species contains at least three genetic lineages: central (C), western (W) and southern (S). According to the obtained data, all three lineages can coexist in the rivers, but in the lake they are geographically separated. The estimated time of the last common ancestor's existence of all lineages was about 3.6 my ago. First- and second-generation hybrids between different lineages were recorded in the Angara River, which is indirect evidence against considering the genetic lineages within *E. marituji* separate biological species. Based on our data and the literature we suggest that the amphipods abundant in the Yenisei River, determined as *E. (P.) viridis*, may belong to *E. marituji*.

Acknowledgements

The authors are grateful to to the team of the Institute of Biology at Irkutsk State University for assistance in sampling and helpful discussions. The study was supported by the Russian Science Foundation, project number 22-14-00128-P, https://rscf.ru/project/22-14-00128/

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

Alekseev Ya.I., Belov D.A., Belov Yu.V. 2019. Multichannel capillary genetic analyzer. Patent RU 2707949 C1. (in Russian)

Andrianova A.V., Yakubaylik O.E., Shan'ko Y.V. 2018. Modern data on the spatial distribution of the Baikal amphipods in the Yenisei River and their visualization in the geoinformational web system. Russian Journal of Biological Invasions 9: 299–312. DOI: 10.1134/S2075111718040021

Asochakov A.A., Popova V.I. 2020. A brief overview of the behavioral strategies of newborn amphipods (Crustacea; Amphipoda) during the intramarsupial stage of the life cycle. Modern Science 6–2: 14–17. (in Russian)

Bekman M.Yu., Den'gina R.S. 1969. Benthic population and food resources of Baikal fish. In: Biologicheskaya produktivnost' vodoemov Sibiri [Biological productivity of water bodies in Siberia]: 42–47. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1941. Materials on the study of reproduction of Baikal amphipods. Izvestiya Akademii Nauk SSSR. Seriya biologicheskaya [Bulletin of the Academy of Sciences of the USSR: Biology Series] 3: 407–426. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1945. Amphipods of Lake Baikal. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii AN SSSR [Proceedings of the Baikal Limnological Station of the Academy of Sciences of the USSR] 11: 1–440. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1957. On amphipods of the Angara River. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii AN SSSR [Proceedings of the Baikal Limnological Station of the Academy of Sciences of the USSR] 15: 377–387. (in Russian)

Bickford D., Lohman D.J., Sodhi N.S. et al. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. Trends in Ecology and Evolution 22: 148–155. DOI: 10.1016/j.tree.2006.11.004

Bocharova D.V., Alekseev Ya.I., Volkov A.A. et al. 2021. Determination of the maximum length of DNA in a polymer based on linear poly(N,N-dimethylacrylamide) decoded with an accuracy of 99% by capillary gel electrophoresis with laser-induced fluorescence. Journal of Analytical Chemistry 76: 1408–1413. DOI: 10.1134/S106193482110004X

Bouckaert R., Heled J., Kühnert D. et al. 2014. BEAST 2: A Software Platform for Bayesian Evolutionary Analysis. PLOS Computational Biology 10: e1003537. DOI: 10.1371/journal.pcbi.1003537

Bukin Yu.S., Petunina J.V., Sherbakov D.Yu. 2018. The mechanisms for genetic diversity of Baikal endemic amphipod *Gmelinoides fasciatus*: Relationships between the population processes and paleoclimatic history of the lake. Russian Journal of Genetics 54: 1059–1068. DOI: 10.1134/S1022795418090053

Copilaş-Ciocianu D., Sidorov D., Gontcharov A. 2019. Adrift across tectonic plates: molecular phylogenetics supports the ancient Laurasian origin of old limnic crangonyctid amphipods. Organisms Diversity and Evolution 19: 191–207. DOI: 10.1007/s13127-019-00401-7

Daneliya M.E., Kamaltynov R.M., Väinölä R. 2011. Phylogeography and systematics of *Acanthogammarus* s. str., giant amphipod crustaceans from Lake Baikal. Zoologica Scripta 40: 623–637. DOI: 10.1111/j.1463-6409.2011.00490.x

Daneliya M.E., Väinölä R. 2014. Five subspecies of the *Dorogostaiskia parasitica* complex (Dybowsky) (Crustacea: Amphipoda: Acanthogammaridae), epibionts of sponges in Lake Baikal. Hydrobiologia 739: 95–117. DOI: 10.1007/s10750-013-1671-x

Dorogostaysky V.Ch. 1917. About the crustacean fauna of the Angara River. Ezhegodnik Zoologicheskogo Muzeya Rossiskoj Akademii Nauk [Yearbook of the Zoological Museum of the Russian Academy of Sciences] 21: 302–322. (in Russian)

Drozdova P.B., Madyarova E.V., Gurkov A.N. et al. 2024. Lake Baikal amphipods and their genomes, great and small. Vavilov Journal of Genetics and Breeding 28: 317–325. DOI: 10.18699/vjgb-24-36

Drozdova P., Saranchina A., Madyarova E. et al. 2022. Experimental crossing confirms reproductive isolation between cryptic species within *Eulimnogammarus verrucosus* (Crustacea: Amphipoda) from Lake Baikal. International Journal of Molecular Sciences 23: 10858. DOI: 10.3390/ijms231810858

Drozdova P., Shatilina Z., Mutin A. et al. 2025. The curious case of *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874): Reproductive biology of a widespread endemic littoral amphipod from Lake Baikal. Jez-A 343(2): 285–293. DOI: 10.1002/jez.2891

Dybowsky B.N. 1874. Contributions to a more detailed knowledge of the lower crustaceans of the gammarid group found in Lake Baikal. St. Petersburg, W. Besobrasoff & Comp. DOI: 10.5962/bhl.title.9945 (in German)

Eberle J., Ahrens D., Mayer C. et al. 2020. A plea for standardized nuclear markers in metazoan DNA taxonomy. Trends in Ecology and Evolution 35: 336–345. DOI: 10.1016/j.tree.2019.12.003

Englisch U., Coleman C.O., Wägele J.W. 2003. First observations on the phylogeny of the families Gammaridae, Crangonyctidae, Melitidae, Niphargidae, Megaluropidae and Oedicerotidae (Amphipoda, Crustacea), using small subunit rDNA gene sequences. Journal of Natural History 37: 2461–2486. DOI: 10.1080/00222930210144352

Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular Marine Biology and Biotechnology 3: 294–299.

Gavrilov G.B. 1949. On the issue of the breeding season of amphipods and isopods of Lake Baikal. Doklady Akademii Nauk SSSR [Bulletin of the Academy of Sciences of the USSR] LXIV: 739–742. (in Russian)

Geisler S.F.S. 1944. Studies on the postembryonic development of Hyalella azteca (Saussure). Biology Bulletin 86: 6–22. DOI: 10.2307/1537947

Geller J., Meyer C., Parker M. et al. 2013. Redesign of PCR primers for mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I for marine invertebrates and application in all-taxa biotic surveys. Molecular Ecology Resources 13: 851–861. DOI: 10.1111/1755-0998.12138

Golyshkina R.A. 1969. Zoobenthos of the Angara River. Cand. Sc. Dissertation, Irkutsk State University, Irkutsk, Russia. (in Russian)

Gomanenko G.V., Kamaltynov R.M., Kuzmenkova Z.V. et al. 2005. Population structure of the Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing). Russian Journal of Genetics 41(8): 907–912. DOI: 10.1007/s11177-005-0179-5

Govorukhina E.B. 2005. Biology of reproduction, seasonal and daily dynamics of the population of littoral and sublittoral amphipod species of Lake Baikal. Cand. Sc. Dissertation, Irkutsk State University, Irkutsk, Russia. (in Russian)

Greze V.N. 1957. Fish forage resources in the Yenisei River and their utilization. In: Izvestiya Vsesouyznogo Nauchno-Issledovatel'skogo Instituta Ozernogo i Rechnogo Rybnogo Khozyaistva, tom XLI [Bulletin of the All-Union Scientific Research Institute of Lake and River Fisheries, volume XLI]. Moscow. (in Russian)

Gurkov A., Rivarola-Duarte L., Bedulina D. et al. 2019. Indication of ongoing amphipod speciation in Lake Baikal by genetic structures within endemic species. BMC Evolutionary Biology 19: 138. DOI: 10.1186/s12862-019-1470-8

Harrison P.W., Amode M.R., Austine-Orimoloye O. et al. 2024. Ensembl 2024. Nucleic Acids Research 52: D891–D899. DOI: 10.1093/nar/gkad1049

Hupało K., Copilaș-Ciocianu D., Leese F. et al. 2023. Morphology, nuclear SNPs and mate selection reveal that COI barcoding overestimates species diversity in a Mediterranean freshwater amphipod by an order of magnitude. Cladistics 39(2): 129–143. DOI: 10.1111/cla.12520

Huson D.H. 1998. SplitsTree: analyzing and visualizing evolutionary data. Bioinformatics 14 (1): 68–73. DOI: 10.1093/bioinformatics/14.1.68

Kahle D., Wickham H. 2013. ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. R Journal 5: 144. DOI: 10.32614/RJ-2013-014

Kamaltynov R.M. 2009. Higher crustaceans (Amphipoda: Gammaroidea) of Angara and Yenisey. In: Index of Animal Species Inhabiting Lake Baikal and its Catchment Area. Novosibirsk, II(1), pp. 297–329. (in Russian)

Kozhov M.M. 1931. Materials on the fauna of the Angara River. Izvestiya Biologo-Geograficheskogo Nauchno-Issledovatel'skogo Instituta [Bulletin of the Biological-Geographical Research Institute] V(4): 59–67. (in Russian)

Kravchuk E.S., Dubovskaya O.P., Shulepina S.P. et al. 2021. Effect of anthropogenic factors on the ecosystem of the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk. Journal of Siberian Federal University. Biology 14(2): 208–237. DOI: 10.17516/1997-1389-0331

Lassmann T., Sonnhammer E.L. 2005. Kalign – an accurate and fast multiple sequence alignment algorithm. BMC Bioinformatics 6: 298. DOI: 10.1186/1471-2105-6-298

Macdonald III K.S., Yampolsky L., Duffy J.E. 2005. Molecular and morphological evolution of the amphipod radiation of Lake Baikal. Molecular Phylogenetics and Evolution 35: 323–343. DOI: 10.1016/j.ympev.2005.01.013

Mats V.D., Shcherbakov D.Yu., Efimova I.M. 2011. Late Cretaceous-Cenozoic history of the Lake Baikal depression and formation of its unique biodiversity. Stratigraphy and Geological Correlation 19: 404–423. DOI: 10.1134/S0869593811040058

Mekhanikova I.V. 2016. Amphipods (Crustacea, Amphipoda) of the source area of the Angara RIiver and Irkutsk reservoire (1978–2008 years). Zoologicheskiy Zhurnal [The Journal of Zoology] 95: 826–836. DOI: 10.7868/S0044513416070060 (in Russian)

Minton J.A.L., Flanagan S.E., Ellard S. 2011. Mutation Surveyor: Software for DNA sequence analysis. In: Theophilus B., Rapley R. (Eds.) PCR Mutation Detection Protocols. Methods in Molecular Biology, vol 688. Humana Press. DOI: 10.1007/978-1-60761-947-5_10

Miralles A., Ducasse J., Brouillet S. et al. 2022. SPART: A versatile and standardized data exchange format for species partition information. Molecular Ecology Resources 22(1): 430–438. DOI: 10.1111/1755-0998.13470

Miralles A., Puillandre N., Vences M. 2024. DNA barcoding in species delimitation: From genetic distances to integrative taxonomy. In: DeSalle R. (Ed.), DNA Barcoding. Springer US. New York, pp. 77–104. DOI: 10.1007/978-1-0716-3581-0_4

Naumenko S.A., Logacheva M.D., Popova N.V. et al. 2017. Transcriptome-based phylogeny of endemic Lake Baikal amphipod species flock: fast speciation accompanied by frequent episodes of positive selection. Molecular Ecology 26: 536–553. DOI: 10.1111/mec.13927

Okonechnikov K., Golosova O., Fursov M. et al. 2012. Unipro UGENE: a unified bioinformatics toolkit. Bioinformatics 28: 1166–1167. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts091

Paradis E., Schliep K. 2019. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. Bioinformatics 35: 526–528. DOI: 10.1093/bioinformatics/bty633

Puillandre N., Brouillet S., Achaz G. 2021. ASAP: assemble species by automatic partitioning. Molecular Ecology Resources 21: 609–620. DOI: 10.1111/1755-0998.13281

R Core Team. 2024. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. URL: https://www.R-project.org/

Rambaut A., Drummond A.J., Xie D. et al. 2018. Posterior summarization in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. Systematic Biology 67: 901–904. DOI: 10.1093/sysbio/syy032

Rivarola-Duarte L., Otto C., Jühling F. et al. 2014. A first glimpse at the genome of the Baikalian amphipod *Eulimnogammarus verrucosus*. Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution 322: 177–189. DOI: 10.1002/jez.b.22560

Romanova E.V., Aleoshin V.V., Kamaltynov R.M. et al. 2016. Evolution of mitochondrial genomes in Baikalian amphipods. BMC Genomics 17: 1016. DOI: 10.1186/s12864-016-3357-z

Saranchina A., Mutin A., Govorukhina E. et al. 2024. Genetic diversity in a Baikal species complex *Eulimnogammarus verrucosus* (Amphipoda: Gammaroidea) in the Angara River, the only outflow of Lake Baikal. Zoologica Scripta 53: 867–879. DOI: 10.1111/zsc.12681

Schauberger P., Walker A. 2023. openxlsx: Read, write and edit xlsx files. URL: https://ycphs.github.io/openxlsx/index.html

Schliep K., Vidal-Garcia M., Solis-Lemus C. et al. 2021. tanggle: Visualization of phylogenetic networks. URL: https://klausvigo.github.io/tanggle/

Shavit L., Penny D., Hendy M.D. et al. 2007. The problem of rooting rapid radiations. Molecular Biology and Evolution 24: 2400–2411. DOI: 10.1093/molbev/msm178

Sherbakov D.Y., Kamaltynov R.M., Ogarkov O.B. et al. 1998. Patterns of evolutionary change in Baikalian gammarids inferred from DNA sequences (Crustacea, Amphipoda). Molecular Phylogenetics and Evolution 10(2): 160–167. DOI: 10.1006/mpev.1997.0482

Sherbakov Yu.D. 1999. Molecular phylogenetic studies on the origin of biodiversity in Lake Baikal. Trends in Ecology and Evolution 14: 92–95. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01543-2

Takhteev V.V. 2000. Essays on the amphipods of Lake Baikal (systematics, comparative ecology and evolution). Irkutsk: Irkutsk University Publishing House. (in Russian)

Takhteev V.V. 2009. On the amphipod fauna of the source section of the Angara River. Baikal'skiy Zoologicheskiy Zhurnal [Baikal Journal of Zoology] 3: 9–12. (in Russian)

Takhteev V.V. 2019. On the current state of taxonomy of the Baikal Lake amphipods (Crustacea, Amphipoda) and the typological ways of constructing their system. Arthropoda Selecta 28: 374–402. DOI: 10.15298/arthsel.28.3.03

Wang L.-G., Lam T.T.-Y., Xu S. et al. 2020. Treeio: An R package for phylogenetic tree input and output with richly annotated and associated data. Molecular Biology and Evolution 37: 599–603. DOI: 10.1093/molbev/msz240

Wickham H. 2007. Reshaping data with the reshape package. Journal of Statistical Software 21: 1–20. DOI: 10.18637/jss.v021.i12

Wickham H., François R., Müller K. et al. 2023. dplyr: A grammar of data manipulation. URL: https://dplyr.tidyverse.org

Wickham H., Vaughan D., Girlich M. 2023. tidyr: Tidy messy data. URL: https://tidyr.tidyverse.org

Wickham H., Seidel D. 2022. scales: Scale functions for visualization. URL: https://scales.r-lib.org

Wickham H., Sievert C. 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis. New York: Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-24277-4

Yampolsky L.Y., Kamaltynov R.M., Ebert D. et al. 1994. Variation of allozyme loci in endemic gammarids of Lake Baikal. Biological Journal of the Linnean Society 53(4): 309–323. DOI: 10.1111/j.1095-8312.1994.tb01015.x

Zaidykov I.Y., Naumova E.Y., Sukhanova L.V. 2023. MtDNA polymorphism of *Macrohectopus branickii* Dybowsky, 1974 (Amphipoda) – an endemic pelagic key species of Lake Baikal. In: Chaplina T. (Ed.), Complex Investigation of the World Ocean (CIWO-2023) Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 223–229. DOI: 10.1007/978-3-031-47851-2_26

Zuyev I.V., Semenova E.M., Shulepina S.P. et al. 2011. Feeding of grayling *Thymallus* sp. in the middle reaches of the Yenisei River. Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta [Journal of Siberian Federal University Biology] 4(3): 281–292. DOI: 10.17516/1997-1389-0171 (in Russian)

Оригинальная статья

Генетическая структура вида амфипод Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji Bazikalova, 1945 в бассейне озера Байкал

Саранчина А.Е.[1], Говорухина Е.Б.[1], Романов Н.А.[1], Филиппов А.В.[2], Тимофеев М.А.[1,2], Дроздова П.Б.[1,2,*]

[1] *ФГБОУ ВО «Иркутский государственный университет», ул. Карла Маркса 1, Иркутск, 664003, Россия*
[2] *Байкальский исследовательский центр, ул. Рабочая 5в, Иркутск, 664011, Россия*

АННОТАЦИЯ. Сотни видов амфипод озера Байкал формируют так называемый букет видов, и *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji* Bazikalova, 1945 — один из самых распространенных его представителей в южной части озера. Но несмотря на это, о генетической структуре ни в озере Байкал, ни за его пределами ничего не известно. В данном исследовании обнаружено, что *E. marituji* состоит как минимум из трех генетических линий по митохондриальному маркерному гену первой субъединицы цитохром с-оксидазы (COI) и ядерному гену 18S рРНК. В данной работе они обозначены как южная (S), западная (W) и центральная (C). В Байкале все три линии разделены географически, но в реках Ангара и Енисей они обитают совместно. Последний общий предок всех филогенетических групп существовал порядка 3,6 млн. лет назад. В данной работе удалось зафиксировать гибридов первого и даже второго поколения, что не позволяет рассматривать генетические линии как отдельные биологические виды на данном этапе. Кроме того, на основе анализа литературных источников, а также данных этой работы, можно выдвинуть предположение, что вид амфипод, определяемый как *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) viridis* (Dybowsky, 1874) в реке Енисей, на самом деле является видом *E. marituji*.

Ключевые слова: Ангара, Енисей, *Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) viridis*, цитохром с-оксидаза, филогенетика

Для цитирования: Саранчина А.Е., Говорухина Е.Б., Романов Н.А., Филиппов А.В., Тимофеев М.А., Дроздова П.Б. Генетическая структура вида амфипод Eulimnogammarus (Pilolimnogammarus) marituji Bazikalova, 1945 в бассейне озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 681-701. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-681

1. Введение

Одним из ярких примеров «букета видов» являются байкальские представители отряда Amphipoda (Crustacea). На данный момент описано более 350 эндемичных видов и подвидов (Takhteev, 2019). Будучи автохтонными обитателями озера Байкал (Sherbakov, 1999), оценочный возраст которого 25–70 млн лет (Мац и др., 2011), они заселили все существующие экологические ниши. Амфиподы обитают на всех глубинах озера (0–1642 м), имеют разнообразный спектр питания (от растительного до паразитического), разные жизненные формы (пелагические, бентосные и симбиотические) (Тахтеев, 2000). Во множестве работ, посвященных генетическому разнообразию байкальских амфипод, исследованы животные из разных экотопов Байкала (Yampolsky et al., 1994; Sherbakov et al., 1998; Гоманенко и др., 2005; Daneliya et al., 2011; Daneliya and Väinölä, 2014; Gurkov et al., 2019; Zaidykov et al., 2023). Интересной в этом отношении и легкодоступной для отлова и изучения группой являются литоральные амфиподы. Генетическое расстояние между разными представителями одного вида часто сопоставимо с межвидовым расстоянием для небайкальских амфипод, что позволяет говорить о криптическом разнообразии (Gurkov et al., 2019). В то же время, все байкальские амфиподы по молекулярным данным входят в состав рода *Gammarus* (Macdonald III et al., 2005).

При обсуждении биоразнообразия важно договориться о терминах; в данной статье будут использованы те же понятия, что и в предыдущих работах (Drozdova et al., 2022; Saranchina et al., 2024). Набор схожих последовательностей одного гена, отделен-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: drozdovapb@gmail.com (П.Б. Дроздова)

Поступила: 18 июля 2025; ***Принята:*** 08 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ный методом разграничения видов, будем называть гаплогруппой. Термин «генетическая линия» будет использован для обозначения группы животных, имеющей отдельные гаплогруппы для каждого маркерного гена.

Ранее в работах, посвященных видам рода *Eulimnogammarus* Bazikalova, 1945, было обнаружено, что прежде единый вид *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstfeldt, 1858) в Байкале дифференцирован на три далекие генетические линии, разделенные географически (Gurkov et al., 2019). Позже у этих групп были обнаружены пост- и презиготические барьеры, а также разница в размере геномов (Drozdova et al., 2022). Поскольку у представителей всех трех линий не нашли качественных морфологических различий, можно утверждать, что они являются криптическими обособленными видами. Вид *Eulimnogammarus vittatus* (Dybowsky, 1874) также имеет отдельные генетические линии, хотя генетическое расстояние несколько меньше, чем между линиями *E. verrucosus* (Gurkov et al., 2019). Иную картину можно наблюдать в случае вида *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874). Данный вид не формирует четко сформированные генетические линии, и представители разных популяций могут свободно скрещиваться между собой (Drozdova et al., 2025; Gurkov et al., 2019). Литоральный вид *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) формирует четыре гаплогруппы по маркерному гену первой субъединицы цитохром с-оксидазы (COI), и расстояние между одной группой и тремя остальными сравнимо с расстоянием в группах видов *E. verrucosus* и *E. vittatus* (Гоманенко и др., 2005; Букин и др., 2018; Дроздова и др., 2024).

Стоит отметить, что распространение генетических линий всех перечисленных выше видов коррелирует с точками отлова. В частности, для видов *E. verrucosus* и *E. vittatus* установлено, что на разных берегах единственного истока, реки Ангары, обитают разные генетические линии (Gurkov et al., 2019). Минимальное расстояние между берегами в истоке всего около 1 км — это дистанция, потенциально преодолимая для животных. Для *E. verrucosus* показано смешение криптических видов вблизи истока Ангары, вероятно, связанное с большой скоростью течения, но ниже по течению один вид доминирует над другим. Различий по спектру питания, сезону размножения, предпочитаемой температуре и другим экологическим характеристикам пока не найдены, и причины замещения в реке одного вида другим пока не установлены. Еще одним интересным фактом является то, что возраст общего предка этих двух криптических видов составляет порядка 4 млн. лет, в то время как возраст самой Ангары оценивается в 70–120 тыс. лет (Saranchina et al., 2024). Исследование генетического происхождения амфипод в реке Ангаре позволит пролить свет на эволюционные процессы, происходящие в Байкале.

Данная работа посвящена еще одному виду рода *Eulimnogammarus, Eulimnogammarus (Pholimnogammarus) marituji* Bazikalova, 1945 (Базикалова, 1945). Этот литоральный вид встречается на глубинах от 0 до 30 м (Камалтынов, 2009), длина тела варьирует от 16 до 25 мм, имеет зимне-летний период размножения. Распространен преимущественно в южной части Байкала, является одним из доминирующих видов в истоке (Говорухина, 2005) и русле (наши данные) реки Ангары. Несмотря на это, генетическое разнообразие вида ранее не изучали. В базе данных NCBI находится транскриптом одного экземпляра *E. marituji*, сделанный в рамках исследования филогении всех видов байкальских амфипод (Naumenko et al., 2017).

2. Материалы и методы

2.1. Отлов животных

Всего было отловлено и проанализировано 67 экземпляра *E. marituji* из 14 точек, из которых шесть в Байкале, семь в реке Ангаре и одна из реки Енисей. Дата и координата отлова для каждого животного из каждой точки указаны в Таблица 1 приложения. Амфипод вылавливали сачком на глубине 0–0,5 и фотографировали перед фиксацией в этаноле. Амфиподы были определены как представители вида *E. marituji* по морфологическому ключу (Базикалова, 1945).

2.2. Выделение ДНК, ПЦР и секвенирование маркерных последовательностей

ДНК выделяли из переопод и плеопод животных с помощью коммерческого набора S-Сорб (Синтол). Пробирку с тканями и двумя стальными шариками помещали в гомогенизатор TissueLyser (Qiagen) на максимальной скорости на 1,5 минуты. Дальнейшее выделение ДНК проводили согласно инструкции производителя, но этап лизирования тканей составлял один час вместо предписанных пяти минут. В качестве маркерных последовательностей использовали первую часть митохондриального гена первой субъединицы цитохром с-оксидазы (COI), а также первую часть более консервативного ядерного гена 18S рРНК. Для амплификации COI использовали готовые смеси 2X БиоМастер HS-Taq (БиоЛабМикс) и 2,5x реакционную смесь для ПЦР-РВ (Синтол). Для амплификации ядерного гена 18S рРНК использовали 5x ScreenMix (Евроген) и 2,5x реакционную смесь для ПЦР-РВ (Синтол). Для амплификации фрагмента COI были использованы четыре пары праймеров: LCO_Eve_F1 (TCTCTACTAATCATAAAGATATCGG), Eve_F5 (AGAGCTATCTCAGACTTTGAATC), COI_LCO1490 (GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG), jgLCO1490 (TITCIACIAAYCAYAARGAYATTGG) и HCO_Eve_R1 (TAAACTTCTGGATGGCCAAAGAATCA), Eve_R5 (TGCCAGTAGGAACTGCGATA), COI_HCO2198 (TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA), jgHCO2198 (TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA). Для амплификация гена 18S рРНК использовали праймеры: 18SF (CCTAYCTGGTTGATCCTGCCAGT) и 18S700R (CGCGGCTGCTGGCACCAGAC). Праймеры LCO_Eve_

F1/HCO_Eve_R1 и Eve_F5/Eve_R5 использовали в прошлой работе (Saranchina et al., 2024). Пара праймеров COI_LCO1490/COI_HCO2198 является стандартной для амплификации COI беспозвоночных (Folmer et al., 1994). Пара праймеров jgLCO1490/jgHCO2198 сконструирована на основе COI_LCO1490/COI_HCO2198 с целью расширения таксономического спектра (Geller et al., 2013). Праймеры 18SF/18S700R были разработаны для изучения амфипод (Englisch et al., 2003). Прямые и обратные праймеры использовали в разных комбинациях для каждой пробы (Таблица 1 приложения). Программа для амплификации была следующей: 95°C 5 мин, затем 30 циклов с шагами 95°C 30 сек, 53°C 1 мин, 72°C 1 мин, и последний шаг 72°C 5 мин, не включенный в цикл.

Качество прошедшей реакции проверяли с помощью гель-электрофореза в 1%-ном агарозном геле в 1x буфере TAE. Полученный ПЦР-продукт очищали с помощью коммерческих наборов Cleanup Standard или Cleanup Mini (Евроген) для фрагментов гена COI и набора ColGen (Синтол) в случае фрагментов 18S рРНК. Секвенирование по методу Сэнгера проводили по стандартному протоколу с изменением объемов реактивов (BigDye® Terminator v3.1 Cycle Sequencing kit, Life Technologies): готовую реакционную смесь использовали в объеме по 1 мкл, а буфер — по 2 мкл на реакцию. Для секвенирования обоих генов использовали те же праймеры, что и для ПЦР. Разделение и анализ фрагментов проводили с использованием прибора Нанофор-05 (Институт аналитического приборостроения РАН) (Бочарова и др., 2021; Алексеев и др., 2019).

2.3. Анализ полученных данных

Сырые прочтения обрабатывали в программе Mutation Surveyor V 5.1. (Minton et al., 2011) и сохранены в формате ab1 в программе Chromas V 2.6.6. (Technelysium). Выравнивание прочтений и получение итоговой консенсусной последовательности осуществляли в программе UGENE V 41.0 (Okonechnikov et al., 2012). В качестве опорных последовательностей для сборки использовали гены западного вида *E. verrucosus* из базы данных NCBI: для COI фрагмент NC_023104.1 (Rivarola-Duarte et al., 2014), для 18S AY926773.1 (Macdonald III et al., 2005).

Помимо полученных нами данных, в филогенетические сети также включили последовательности из базы данных NCBI (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/). Для сети, построенной по гену COI, в качестве внешней группы использовали последовательность *E. cyaneus* MK887733.1 (Gurkov et al., 2019) и *E. viridis* AY926664.1 (Macdonald III et al., 2005). Также в сеть включена последовательность *E. marituji*, извлеченная из сырых данных секвенирования транскриптомов из статьи (Naumenko et al., 2017). На основе этих данных была получена сборка (Drozdova et al., 2022), в которой с помощью утилиты exonerate (Harrison et al., 2024) проводили поиск последовательности COI; в качестве запроса также использовали последовательность NC_023104 (Rivarola-Duarte et al., 2014). Согласно информации в статье, данный экземпляр отловлен около поселка Большие Коты (Naumenko et al., 2017). Для гена 18S в качестве внешних групп использовали последовательности *E. cyaneus* FJ752393.1 и AY926774.1 (Macdonald III et al., 2005) для *E. viridis*. Количество последовательностей для сети по COI составило 72. Из них 69 получены в ходе данной работы, одна последовательность из данных секвенирования транскриптома (Naumenko et al., 2017), две полученные нами последовательности принадлежат виду *E. viridis* и еще две являются внешними группами. Для сети, построенной по гену 18S, количество последовательностей также 72, но последовательностей для амфипод вида *E. viridis* три, а последовательности из (Naumenko et al., 2017) нет. Для филогенетического древа в качестве внешней группы использовали последовательность гена 18S вида *E. cyaneus* KX341964 (Romanova et al., 2016).

Все последовательности были выровнены алгоритмом Kalign (Lassmann and Sonnhammer, 2005) и обрезаны вручную в программе UGENE (Okonechnikov et al., 2012) по самой короткой последовательности. Общая длина выравнивания гена COI составила 516 пар нуклеотидов (п.н.), в случае фрагмента 18S рРНК — 449 п.н. Получившиеся файлы загрузили в программу SplitsTree V4.18.1 (Huson, 1998) для построения сетей. Наличие разрыва между внутри- и межгрупповой изменчивостью (barcoding gap) было установлено с помощью алгоритма ASAP (Assemble Species by Automatic Partitioning) через онлайн-утилиту SpartExplorer (https://spartexplorer.mnhn.fr/; Puillandre et al., 2021; Miralles et al., 2022). Для построения калиброванной филогении использовали пакет beast V2.7.3 (Bouckaert et al., 2014) и модель оптимизированных ослабленных молекулярных часов; калибровку проводили на основе скорости накопления замен в COI — 0,01773 замены за 1 млн лет, определенной ранее для гаммаридных амфипод (Copilaş-Ciocianu et al., 2019). Качество полученных данных анализировали с помощью пакета Tracer V1.7.2 (Rambaut et al., 2018).

Для визуализации использовали язык программирования R V4.3.2 (R Core Team, 2024) в оболочке RStudio V2023.09.1. Для отрисовки карт от компании Stamen Design и распространяемых компанией Stadia Maps (https://stadiamaps.com/stamen/), а также для филогенетических сетей и деревьев использовали пакеты: ape V5.7 (Paradis and Schliep, 2019); dplyr V1.1.1 (Wickham et al., 2023a); ggmap V3.0.2 (Kahle and Wickham, 2013), ggplot2 V3.4.2 (Wickham and Sievert, 2016); ggtree V3.2.1 (Wang et al., 2020); openxlsx V4.2.5 (Schauberger and Walker, 2023); phangorn V2.10.0 (Shavit et al., 2007); reshape2 V1.4.4 (Wickham, 2007); scales V1.2.1 (Wickham and Seidel, 2022); tanggle V1.1.0 (Schliep et al., 2021); tidyr V1.3.0 (Wickham et al., 2023b); treeio V1.18.1 (Wang et al., 2020). Для сборки полученных изображений использовали программное обеспечение Inkscape V1.1.2. (https://inkscape.org/).

Используемый код и исходные данные доступны в репозитории GitHub (https://github.com/SaranchinaAlexandra/E.marituji_article_data). Полученные в данном исследовании последовательности доступны в базе данных NCBI под номерами PV804880–PV804946 (COI) и PV810004–PV810071 (18S рРНК).

3. Результаты

3.1. Генетические линии *E. marituji*

Для оценки популяционно-генетического разнообразия *E. marituji* использовали два маркерных гена с разным происхождением и с разной скоростью накопления замен. Для филогении беспозвоночных, в частности, ракообразных, наиболее распространенный маркер — это фрагмент первой субъединицы цитохром с-оксидазы, однако данный маркер имеет недостаток: генетический сигнал митохондриальных генов может расходиться с сигналом, полученным от ядерных маркеров (Eberle et al., 2020). Чтобы избежать подобного исхода, кроме участка COI использовали участок более консервативного ядерного гена 18S рРНК. Анализ 72 животных из Байкала, Ангары и Енисея по двум маркерным генам показал разделение вида *E. marituji* на три группы (Рис. 1). Два экземпляра оказались гибридами по гену 18S рРНК; они обозначены как гаплогруппа (H) (Рис. 1Б).

Получившиеся генетические линии названы по точкам отлова из озера Байкал (см. ниже), поскольку в Ангаре и Енисее обитают представители разных генетических линий. Центральная гаплогруппа (C) включает в себя животных, отловленных на побережье центральной котловины Байкала, а также в Ангаре. Западная линия (W) состоит из особей, отловленных на западном берегу озера и в Енисее. К южной гаплогруппе (S) относятся животные с южного побережья Байкала (здесь исток Ангары служит условным барьером между южной (S) и западной (W) гаплогруппами), а также из Ангары и Енисея.

Два экземпляра, отловленные в черте Иркутска, (AmspA11 и GRA3, Таблица 1 приложения) оказались гибридами по гену 18S рРНК, на сплит-сети они обозначены как гаплогруппа H (Рис. 1Б). В позиции 488 (при выравнивании на COI *Drosophila melanogaster*, LC025528.1) наблюдали смесь сигналов гуанина, встречающегося в этой позиции только у гаплогруппы W, и аденина, который встречается у остальных двух. В позиции 510 встречается цитозин (есть только у S) и тимин, встречающийся у W и C (Рис. 2В). По гену COI AmspA11 относится к группе S. Из этого можно заключить, что это животное является гибридом линий S и W (Рис. 2А). В случае же пробы GRA3 последовательность COI относится к группе C (Рис. 2Б). Вероятнее всего, этот экземпляр гибрид второго поколения, по материнской линии унаследовавший C гаплогруппу COI, а по отцовской гетерозиготные S/W гаплогруппы 18S. Наследование характеристик всех трех линий косвенно свидетельствует о фертильности потомства первого гибридного поколения и свободном скрещивании всех трех генетических линий между собой. Также на основании этих данных можно предположить присутствие в Ангаре линии W.

В проливе Ольхонские Ворота нами были выловлены три животных, которые по морфологическому ключу были определены как *E. marituji*, но по последовательностям обоих маркерных генов совпали с другим видом, *E. viridis*. На сетях они являются частью внешней группы (Рис. 1).

3.2. Географическое распределение генетических линий *E. marituji*

В данном исследовании проанализированы животных в 14 различных точках из озера Байкал, реки Ангары и реки Енисей (Рис. 3В).

В Байкале животные были отобраны в шести точках, а именно: в порту Байкал, в пос. Листвянка, в пос. Большие Коты (Рис. 3Д), около устья реки Сарма, у мыса Уюга (Рис. 3Б), а также в проливе Ольхонские Ворота (точка на карте не показана, так как выловленные животные оказались видом *E. viridis*). Согласно полученным данным, Байкал населяют три генетические линии *E. marituji*. В центральной котловине обитает центральная гаплогруппа в точках около устья реки Сарма (одно животное), и у мыса Уюга (шесть животных) (Рис. 3Б). В посел-

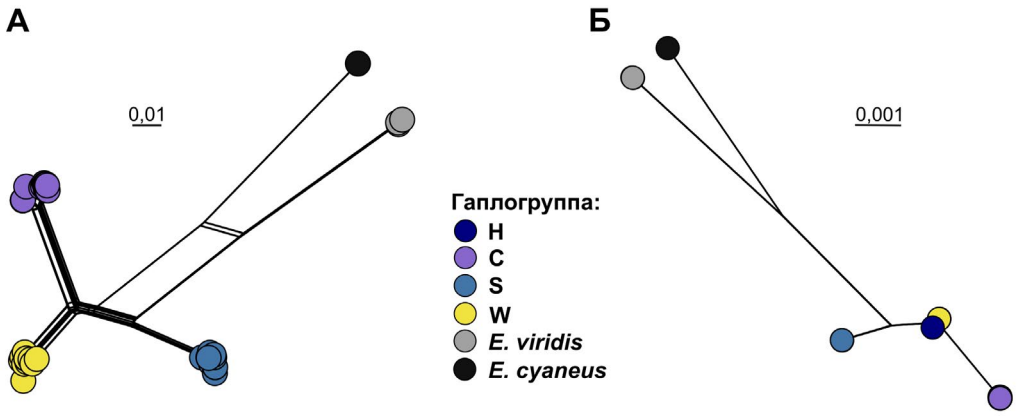


Рис.1. Филогенетические сплит-сети, построенные по последовательностям генов COI (А) и 18S рРНК (Б). Последовательности видов *E. cyaneus* и *E. viridis* являются внешними группами. Гибридная группа (H) обозначена темно-синим кружком и присутствует только на сети последовательностей 18S.

ках Листвянка и Большие Коты обнаружены представители западной линии (W) (14 и 3 особи соответственно). На противоположном берегу истока Ангары, в порту Байкал обитают южные (S) *E. marituji* (двое животных) (Рис. 3Д).

В реке Ангаре, которая является единственным истоком Байкала, животные были отобраны в семи точках. В двух точках в Иркутском водохранилище, Большая речка и залив Королок, обитают животные генетической линии C (проанализировано по четыре животных в каждой точке) (Рис. 3Д). В черте города Иркутска апробировано пять точек: Верхняя набережная (одно животное); между мостами, левый берег (четыре животных); Глазковский мост, левый берег (четыре животных); Глазковский мост, правый берег (пять животных) и Якоби (шесть животных). *E. marituji* в данных локациях относятся к линиям C и S. В точках Верхняя набережная и Якоби нами выловлены представители гаплогруппы C, а в точке у Глазковского моста на левом берегу все четыре — S представители. На правом берегу около Глазковского моста встречены четыре представителя линии S и один экземпляр линии C. В точке между мостами на левом берегу три из S и один из C гаплогруппы (Рис. 3Г). Встреченные нами гибриды из точек, расположенных на левом берегу Глазковского моста и между мостами, отмечены на карте по гену COI и принадлежат к гаплогруппам C и S соответственно.

Из одной точки отлова около острова Посадный в реке Енисей, в которую впадает Ангара, проанализировано 11 животных. Согласно обоим маркерным генам они принадлежат к генетическим линиям S (семь экземпляров) и W (четыре экземпляра) (Рис. 3А).

3.3. Время разделения трех генетических линий *E. marituji*

Поскольку для понимания эволюции вида важно представлять, в каких временных рамках оно могло происходить, провели оценку возраста последнего общего предка для всех генетических линий. Эволюционную историю всех трех линий по отношению к внешней группе *E. cyaneus* рассчитали с помощью байесовской филогении и молекулярных часов. Длина проанализированного отрезка COI составила 707 п.н. Ближайшими из трех линий оказались западная (W) и южная (S) группы, чье расхождение случилось 2,6 млн лет назад (интервал 95%-ной наивысшей апостериорной вероятности (95% HPD 1,4–4,7 млн лет)). Раньше всех от общего предка трех групп отделилась центральная (C) генетическая линия, порядка 3,6 (95% HPD 2,1–5,5 млн лет) млн лет назад (Рис. 4).

4. Обсуждение

4.1. Деление внутри вида *E. marituji*

В данной работе впервые показано, что вид *E. marituji* состоит из как минимум трех генетических линий по маркерным генам цитохром с-оксидазы и

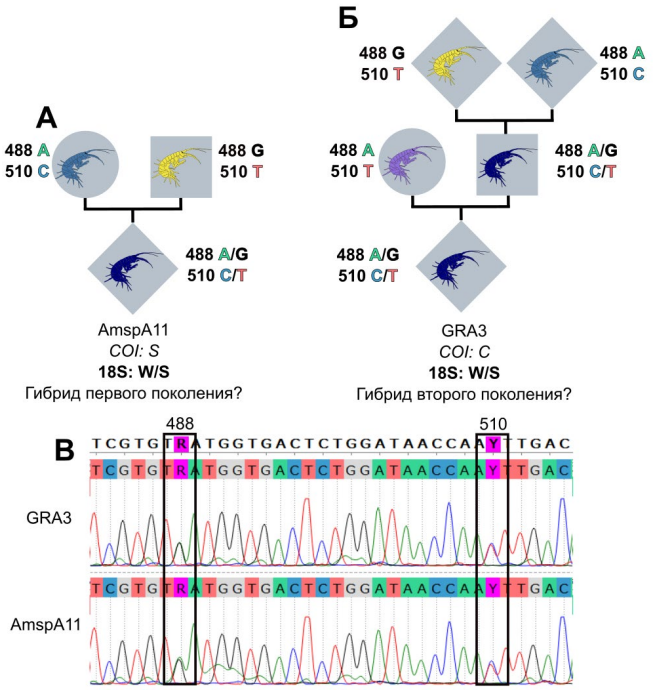


Рис.2. Происхождение гибридных экземпляров *E. marituji*. А — гипотетическое происхождение экземпляра AmspA11. Б — гипотетическое происхождение экземпляра GRA3. В — часть хроматограмм секвенирования гена 18S рРНК с гетерозиготными заменами (обозначены как вырожденные нуклеотиды R и Y).

18S рРНК. Западная (W) и южная (S) линии оказались наиболее близкими, и разделились порядка 2,6 млн лет назад (Рис. 4). Третья, центральная линия (C), является сестринской для первых двух, и отделилась от них раньше примерно на 1 млн. лет. При этом в проанализированных нами животных встретился гибрид W/S первого поколения и гибрид W/S/C второго поколения (Рис. 2).

Полученные данные заставляют задаться вопросом о том, являются ли обнаруженные генетические линии отдельными видами. Это очень комплексный вопрос, к ответу на который существует несколько подходов. Один из подходов основан на разделении видов исключительно по морфологическим признакам. В случае байкальских амфипод данную точку зрения активно продвигал В.В. Тахтеев (Тахтеев, 2000). Это направление было единственным доступным на протяжении долго периода истории науки, однако с появлением универсальных и относительно дешевых методов секвенирования эта парадигма постепенно уходит в прошлое. Второй метод основан на показателях различных биоинформатических алгоритмов разделения видов, сравнивающих генетические дистанции. Однако одной из главных проблем этого подхода является существование сразу нескольких подобных алгоритмов, которые могут делать противоположные выводы. каждый из которых имеет свои достоинства и недостатки, в частности преувеличивать значение генетической дистанции. При этом все они отвечают на один конкретный практический вопрос, и в итоге конечный результат будет сильно зависеть от вводных данных и выбранных

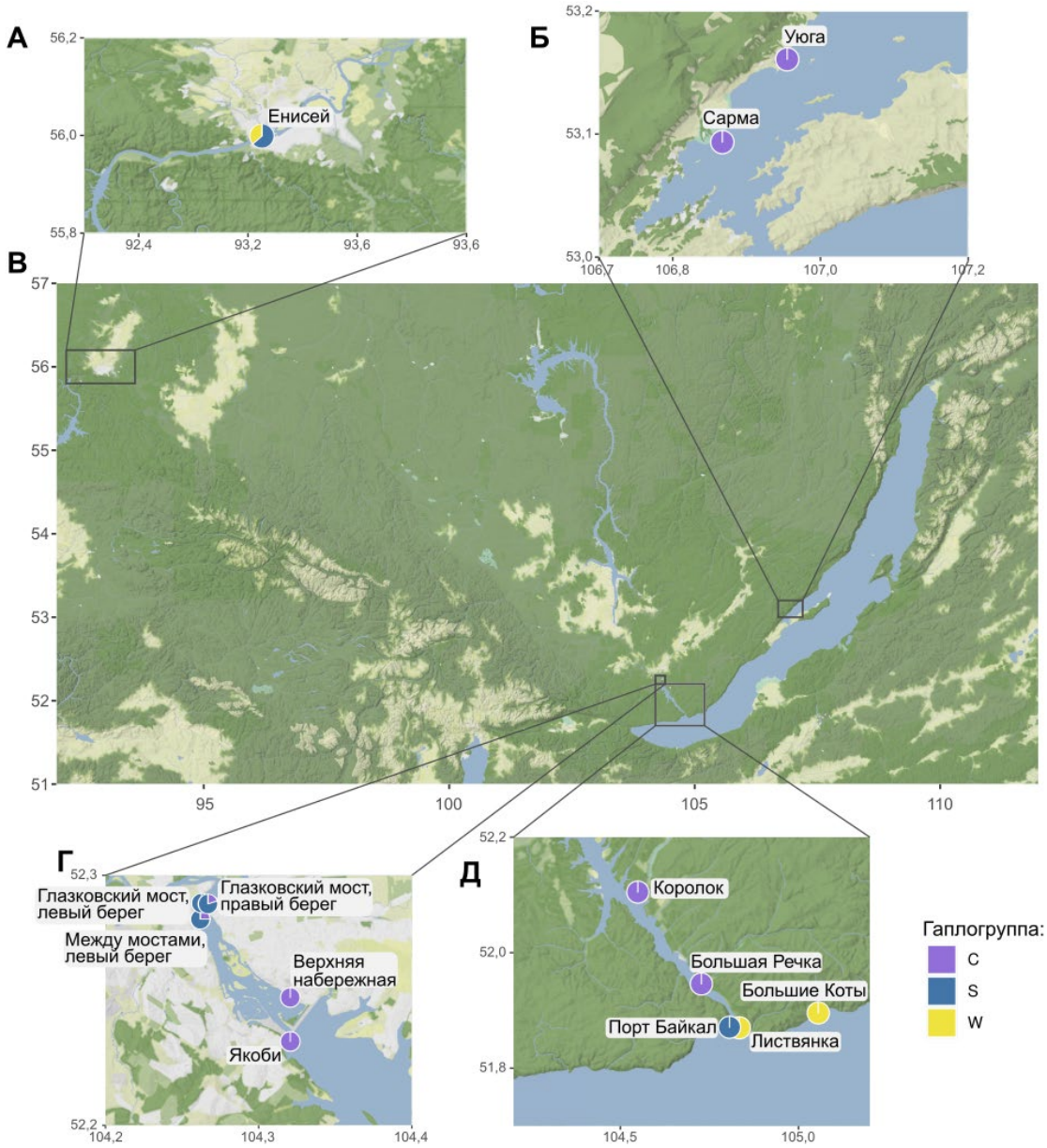


Рис.3. Географическое распределение *E. marituji* по гаплогруппам COI. А — точка сбора в реке Енисей, Б — в озере Байкал (центральная котловина), В — общая география отбора проб, Г — точки сбора в реке Ангаре в черте города Иркутска, Д — точки в южной котловине озера и Иркутском водохранилище. Количество животных в каждой точке см. в Таблица 1 приложения.

методов (Miralles et al., 2024). Третий подход напрямую отсылает к самому термину “биологический вид”, а конкретно к той его части, где говорится о способности свободного скрещивания и рождению фертильного потомства (Bickford et al., 2007). Главная проблема этого подхода в невозможности проверки репродуктивных барьеров для подавляющего большинства животных. Данный метод разделения видов является частью интегративной таксономии, учитывающей и генетику, и репродуктивные барьеры (Hupało et al., 2023). К счастью, для исследователей байкальских амфипод этот подход доступен, по крайней мере для части видов. Ранее пре- и постзиготические барьеры были экспериментально проверены для генетических групп видов *E. verrucosus* и *E. cyaneus*. Полученные данные говорят о наличии положительной корреляции степени генетического разделения и репродуктивных барьеров (Drozdova et al., 2022; 2025). Тем не менее, наи-

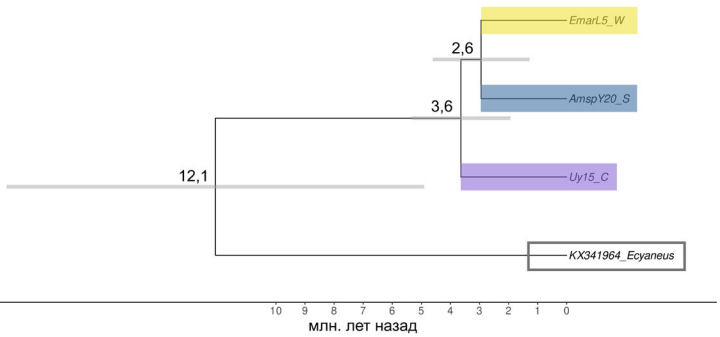


Рис.4. Калиброванная байесовская филогения генетических линий *E. marituji*, основанная на фрагменте COI. Последовательность *E. cyaneus* служит внешней группой. Числа на узлах показывают предсказанный возраст существования последнего общего предка двух групп в млн лет. Серые линии соответствуют 95% интервалу наивысшей апостериорной вероятности.

лучшим вариантом является комбинация не только генетики и репродукции, но и морфологии. Знания о всех аспектах дадут максимально полную картину эволюции конкретной группы видов.

Возвращаясь к *E. marituji*, можно сказать, что полученные данные являются только первым шагом на пути к ответу на вопрос о единстве вида. Генетическое расстояние по гену COI между группами *E. marituji* меньше, чем между группами *E. verrucosus*, у которых имеется четко выраженные пре- и постзиготические барьеры. Но в тоже время разделение внутри *E. marituji* больше, чем у вида *E. cyaneus*, у которого этих барьеров нет (Drozdova et al., 2025).

Обнаруженные гибриды косвенно свидетельствуют о возможности скрещивания всех трех генетических линий, а также о фертильности гибридов первого поколения, что является признаком единого вида. Однако, чтобы полноценно подтвердить или опровергнуть данную теорию, нужно провести эксперименты по скрещиванию в контролируемых лабораторных условиях. К сожалению, на данный момент не получилось воссоздать лабораторную культуру байкальских амфипод, и возможность проверить фертильность первого поколения остается неосуществимой. Тем не менее, возможно провести эксперименты по пост- и презиготическим барьерам, отработанные нами ранее (Drozdova et al., 2022; 2025).

Информация о размножении *E. marituji* в природных условиях несколько противоречива. В ранних работах указывают зимне-весенний сезон размножения (Базикалова, 1945; Бекман и Деньгина, 1969; Гаврилов, 1949). Но по последним данным, полученным в ходе двухгодичного мониторинга литорали в истоке Ангары, *E. marituji* имеет зимне-летний период размножения и, возможно, замедляет размножение осенью. (Говорухина, 2005). Полученные в данной работе сборы подтверждают последнюю точку зрения (Рис. 5). Самки с развивающимися яйцами всех трех генетических линий были выловлены с середины июня по конец июля, а также в начале апреля были зафиксированы яйценосные самки линии W. В отловах была обнаружена самка на IV стадии половой зрелости (Базикалова, 1941), с развившейся молодью в выводковой камере, в прекопуле (амплексусе) (Рис. 5Б). Такое поведение характерно для маленьких и теплолюбивых амфипод, как в самом Байкале, так и за его пределами (Geisler, 1944; Drozdova et al., 2025; Асочаков и Попова, 2020). Это явление объясняют тем, что такие виды обитают в более теплых условиях, и это позволяет сократить срок вынашивания потомства, и как следствие, увеличивается количество репродуктивных циклов в году. Согласно данным этого исследования, *E. marituji* можно отнести к видам, имеющим несколько циклов размножения в год.

4.2. Географическое распределение генетических линий *E. marituji*

Географическое распределение генетических линий *E. marituji* в озере Байкал соотносится с распространением других байкальских видов. В частности, деление истоком Ангары характерно также для видов *E. verrucosus* и *E. vittatus* (Gurkov et al., 2019). Отдельная гаплогруппа, обитающая на западном берегу центральной котловины, обнаружена у другого байкальского вида *Gmelinoides fasciatus* (авторы называют ее юго-западной) (Букин и др., 2018). Меньшее количество точек отбора не позволяет нам сходным, с авторами исследований, образом сопоставить геологические события, происходившие с озером, и эволюционную историю вида. Тем не менее, можно сделать некоторые выводы о распределение *E. marituji* в реках Ангаре и Енисее. В Ангаре преобладают представители южной (S) и центральной (C) генетических линий (Рис. 3Г, Д). Найденный гибрид западной гаплогруппы (W), а также присутствие представителей W в реке Енисей свидетельствуют о их наличии также и в Ангаре. Можно предположить, что представители W и S

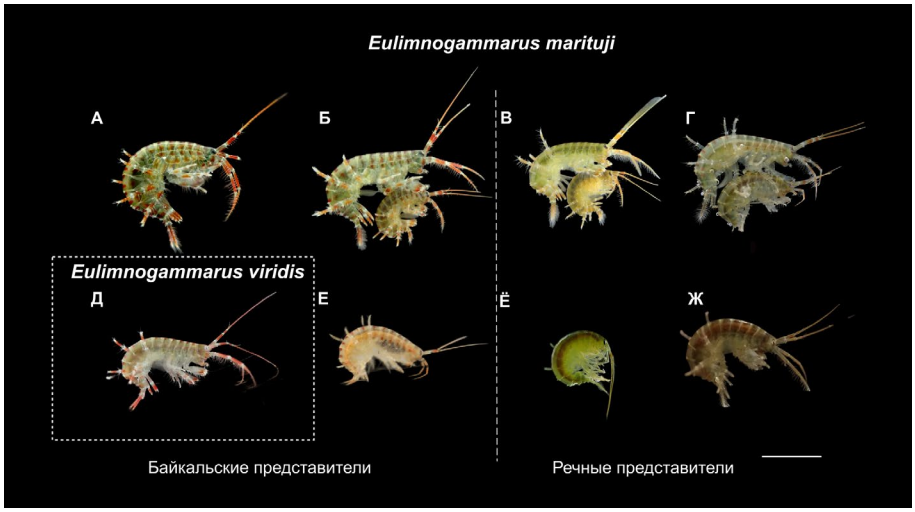


Рис.5. Внешний вид представителей *E. marituji*, отловленных в разных точках. А — экземпляр, выловленный около пос. Листвянка (W), Б — прекопула, выловленная около пос. Листвянка (W), В — прекопула из реки Ангары в черте города Иркутска (S), Г — прекопула из Иркутского водохранилища (C), Д — вид *E. viridis* из пролива Ольхонские Ворота, Е — экземпляр из Байкала, отловленный в районе мыса Уюга (C), Ё — животное из реки Ангары в черте города Иркутска (C), Ж — экземпляр из реки Енисей (S). Размерная линейка равна 1 см.

попадают в реку с течением, так как в Байкале обе они обнаружены у самого истока Ангары (Рис. 3Д). Объяснить присутствие линии С на основе имеющихся данных сложнее. Вероятнее всего, линия С *E. marituji* распространяется в южном направлении по западному берегу Байкала, а в проанализированных нами животных из поселков Листвянка и Большие Коты (общее кол-во животных 17) их просто не оказалось. Для решения этого вопроса нужны последующие исследование с большим географическим покрытием и большей выборкой.

4.3. История изучения видов *E. marituji* и *E. viridis*

В ходе данного исследования в проливе Ольхонские Ворота (Таблица 1 приложения) были исследованы три экземпляра амфипод, которые по морфологическому ключу были определены как *E. marituji,* но дальнейший анализ последовательностей показал их сходство с проанализированными другими авторами экземпляром, принадлежащим к виду *Eulimnogammarus viridis* (Dybowsky, 1874) (Macdonald III et al., 2005) (Рис. 1, 5Ё). Морфология этих видов схожа, и в единственном существующем ключе их отделяет один качественный признак и два количественных (Базикалова, 1945) (Таблица 2 приложения). Как и у *E. marituji*, типовое местонахождение *E. viridis* — это южный Байкал (Базикалова, 1945; Камалтынов, 2009). Оба вида распространены в истоке Ангары, имеют схожую экологическую характеристику (длина тела до 25-26 мм (Базикалова, 1945; Говорухина, 2005), глубина обитания 0-30 м, оба предпочитают галечный грунт) (Камалтынов, 2009), оба вида имеют очень схожую окраску (Рис. 5).

Но главную путаницу вносит информация о распространении этих видов в Ангаре. В ранних работах *E. viridis* часто встречают в реке на разных ее участках (Базикалова, 1957; Голышкина, 1969; Дорогостайский, 1917; Кожов, 1931; Камалтынов, 2009) и даже в Енисее (Грезе, 1957). Но в более современных источниках (Тахтеев, 2009; Механикова, 2016), а также наших собственных сборах данный вид в реке не отмечен. В то же время, согласно данному исследованию, вид *E. marituji* широко распространен в Ангаре и Енисее. При этом в ранних исследованиях подобной картины не наблюдалось. Более того, описание вида *E. marituji* было сделано позже на 70 лет описания *E. viridis* (Базикалова, 1945). Эту ситуацию можно объяснить несколькими вариантами. Возможно, вид *E. viridis* превалировал над *E. marituji*, но с течением времени их соотношение изменилось на противоположное. В частности, это могло бы быть связано с увеличением антропогенной нагрузки в виде возведения каскада плотин и последующего формирования водохранилищ (с 1950-х по настоящее время). Другой причиной может служить их морфологическая схожесть. Первоописание *E. viridis* довольно минималистично по современным стандартам (Dybowsky, 1874), что могло послужить причиной путаницы. Дополнительной препятствием может служить тот факт, что морфологические характеристики амфипод, обитающих в реках, могут изменяться и не совпадать с характеристиками животных из озера (Базикалова, 1957). Внешний облик животных (совокупность всех морфологических признаков, в том числе не значимых для определения вида) также может кардинально изменяться, в том числе для вида *E. marituji* (Рис. 5).

Заслуживает внимания тот факт, что в современных источниках информации о фауне амфипод Енисея отмечают присутствие *E. viridis* (в публикациях указан по названию подрода как *Pililimnogammarus viridis*, а не *Eulimnogammarus viridis*) (Андрианова и др., 2018; Кравчук и др., 2021; Зуев и др., 2011). Вид *E. marituji* до описания в данной работе в Енисее ни разу замечен не был. Тем не менее, все 11 проанализированных нами животных из Енисея принадлежали к виду *E. marituji*. Существует вероятность, что животные, ранее определенные как *Eulimnogammarus (Pililimnogammarus) viridis*, на самом деле являются *E. marituji*. Как отмечено выше, морфологические отличия между ними очень тонкие, и речные условия могут изменить некоторые морфологические характеристики, в том числе и видоспецифичные. В дальнейших исследованиях речной фауны байкальских амфипод можно рекомендовать совмещать морфологическое определение с генотипированием образцов.

5. Выводы

В ходе данного исследования установлена генетическая структура литорального вида байкальских амфипод *Eulimnogammarus marituji* в озере Байкал, а также реках Ангаре и Енисее. Данный вид подразделяется на три генетические линии по маркерным генам цитохром с-оксидазы и 18S рРНК — центральную (С), западную (W) и южную (S). Согласно полученным данным, в реках все три линии могут обитать совместно, в то время как в Байкале они географически разделены. Рассчитанное время существования последнего общего предка *E. marituji* составило около 3,6 млн. лет назад. В реке Ангаре удалось зафиксировать гибридов разных генетических линий, предположительно первого и второго поколения, что является свидетельством в пользу генетического единства морфологического вида. На основе полученных данных, а также анализа литературных источников в данном исследовании выдвигается предположение, что амфиподы из Енисея, ранее определяемые как *Eulimnogammarus (Pililimnogammarus) viridis*, на самом деле принадлежат к виду *E. marituji*.

Благодарности

Авторы приносят благодарность коллективу НИИ биологии ФГБОУ ВО «ИГУ» за помощь в отлове и ценные советы. Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-14-00128-П, https://rscf.ru/project/22-14-00128/.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Алексеев Я.И., Белов Д.А., Белов Ю.В. 2019. Многоканальный капиллярный генетический анализатор. Патент RU 2707949 C1.

Андрианова А.В., Якубайлик О.Э., Шанько Шанько Ю.В. 2018. Современные данные о пространственном распределении байкальских амфипод в реке Енисей и их визуализация в геоинформационной веб-системе. Российский журнал биологических инвазий 3: 2–19. DOI: 10.1134/S2075111718040021

Асочаков А.А., Попова В.И. 2020. Краткий обзор поведенческих стратегий новорожденных бокоплавов (Crustacea; Amphipoda) во время внутримарсупиального этапа жизненного цикла. Modern Science 6-2: 14–17.

Базикалова А.Я. 1941. Материалы по изучению размножения байкальских амфипод. Известия АН СССР. Серия биологическая 3: 407–426.

Базикалова А.Я. 1945. Амфиподы озера Байкал. Труды Байкальской лимнологической станции XI: 1–440.

Базикалова А.Я. 1957. Об амфиподах реки Ангары. Труды Байкальской лимнологической станции XV: 377–387.

Бекман М.Ю., Деньгина Р.С. 1969. Население бентали и кормовые ресурсы рыб Байкала. В: Биологическая продуктивность водоемов Сибири. Москва, С. 42–47.

Бочарова Д.В., Алексеев Я.И., Волков А.А. и др. 2021. Определение максимальной длины ДНК, расшифровываемой с точностью 99%, в полимере на основе линейного N,N-полидиметилакриламида методом капиллярного гель-электрофореза с лазер-индуцируемой флуоресценцией. Журнал аналитической химии 76 (12): 1100–1106. DOI: 10.31857/s0044450221100042

Букин Ю.С., Петунина Ж.В., Щербаков Д.Ю. 2018. Механизмы формирования внутривидового генетического разнообразия у байкальской эндемичной амфиподы *Gmelinoides fasciatus*: связь популяционных процессов с палеоклиматической историей озера. Генетика 54(9): 1036–1046.

Гаврилов Г.Б. 1949. К вопросу о времени размножения амфипод и изопод оз. Байкал. Доклады АН СССР LXIV: 739–742.

Говорухина Е.Б. 2005. Биология размножения, сезонная и суточная динамика населения литоральных и сублиторальных видов амфипод озера Байкал. Дисс. … канд. биол. наук. Иркутский государственный университет, Иркутск, Россия.

Голышкина Р.А. 1969. Зообентос реки Ангары. Дисс. … канд. биол. наук. Иркутский государственный университет, Иркутск, Россия.

Гоманенко Г.В., Камалтынов Р.М., Кузьменкова Ж.В. и др. 2005. Популяционная структура байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing). Генетика 41(8): 1108–1114.

Грезе В.Н. 1957. Кормовые ресурсы рыб реки Енисей и их использование. Известия всесоюзного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, том XIV. Москва.

Дорогостайский В.Ч. 1917. О фауне ракообразных реки Ангары. Ежегодник Зоологического музея Российской академии наук 21: 302–322.

Дроздова П.Б., Мадьярова Е.В., Гурков А.Н. и др. 2024. Байкальские амфиподы и их геномы, большие и малые. Вавиловский журнал генетики и Селекции 28: 317–325. DOI: 10.18699/vjgb-24-36

Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П. и др. 2011. Питание хариуса *Thymallus* sp. в среднем течении р. Енисей. Журнал Сибирского федерального университета. Биология 4(3): 281–292. DOI: 10.17516/1997-1389-0171

Камалтынов Р.М. 2009. Высшие ракообразные (Amphipoda: Gammaroidea) Ангары и Енисея. В: Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна. Новосибирск; II(1): 297–329.

Кожов М.М. 1931. Материалы к фауне реки Ангары. Известия биолого-географического научно-исследовательского института V(4): 59–67.

Кравчук Е.С., Дубовская О.П., Шулепина С.П. и др. 2021. Влияние антропогенных факторов на экосистему протоки р. Енисей в черте города Красноярска. Журнал Сибирского федерального университета. Биология 14(2): 208–237. DOI: 10.17516/1997-1389-0331

Мац В.Д., Щербаков Д.Ю., Ефимова И.М. 2011. Позднемеловая–кайнозойская история Байкальской впадины и формирование уникального биоразнообразия Байкала. Стратиграфия. Географическая корреляция 19: 40–61.

Механикова И.В. 2016. Амфиподы (Crustacea, Amphipoda) истока реки Ангары и Иркутского водохранилища (1978–2008 гг.). Зоологический журнал 95: 826–836. DOI: 10.7868/S0044513416070060

Тахтеев В.В. 2000. Очерки о бокоплавах озера Байкал (систематика, сравнительная экология, эволюция). Иркутск: издательство Иркутского государственного университета.

Тахтеев В.В. 2009. О фауне амфипод истокового участка реки Ангара. Байкальский зоологический журнал 3: 9–12.

Bickford D., Lohman D.J., Sodhi N.S. et al. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. Trends in Ecology and Evolution 22: 148–155. DOI: 10.1016/j.tree.2006.11.004

Bouckaert R., Heled J., Kühnert D. et al. 2014. BEAST 2: A Software Platform for Bayesian Evolutionary Analysis. PLOS Computational Biology 10: e1003537. DOI: 10.1371/journal.pcbi.1003537

Copilaş-Ciocianu D., Sidorov D., Gontcharov A. 2019. Adrift across tectonic plates: molecular phylogenetics supports the ancient Laurasian origin of old limnic crangonyctid amphipods. Organisms Diversity and Evolution 19: 191–207. DOI: 10.1007/s13127-019-00401-7

Daneliya M.E., Kamaltynov R.M., Väinölä R. 2011. Phylogeography and systematics of *Acanthogammarus* s. str., giant amphipod crustaceans from Lake Baikal. Zoologica Scripta 40: 623–637. DOI: 10.1111/j.1463-6409.2011.00490.x

Daneliya M.E., Väinölä R. 2014. Five subspecies of the *Dorogostaiskia parasitica* complex (Dybowsky) (Crustacea: Amphipoda: Acanthogammaridae), epibionts of sponges in Lake Baikal. Hydrobiologia 739: 95–117. DOI: 10.1007/s10750-013-1671-x

Drozdova P., Saranchina A., Madyarova E. et al. 2022. Experimental crossing confirms reproductive isolation between cryptic species within *Eulimnogammarus verrucosus* (Crustacea: Amphipoda) from Lake Baikal. International Journal of Molecular Sciences 23: 10858. DOI: 10.3390/ijms231810858

Drozdova P., Shatilina Z., Mutin A. et al. 2025. The curious case of *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874): Reproductive biology of a widespread endemic littoral amphipod from Lake Baikal. Jez-A 343(2): 285–293. DOI: 10.1002/jez.2891

Dybowsky B.N. 1874. Contributions to a more detailed knowledge of the lower crustaceans of the gammarid group

found in Lake Baikal. St. Petersburg, W. Besobrasoff & Comp. DOI: 10.5962/bhl.title.9945 (in German)

Eberle J., Ahrens D., Mayer C. et al. 2020. A plea for standardized nuclear markers in metazoan DNA taxonomy. Trends in Ecology and Evolution 35: 336–345. DOI: 10.1016/j.tree.2019.12.003

Englisch U., Coleman C.O., Wägele J.W. 2003. First observations on the phylogeny of the families Gammaridae, Crangonyctidae, Melitidae, Niphargidae, Megaluropidae and Oedicerotidae (Amphipoda, Crustacea), using small subunit rDNA gene sequences. Journal of Natural History 37: 2461–2486. DOI: 10.1080/00222930210144352

Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular Marine Biology and Biotechnology 3: 294–299.

Geisler S.F.S. 1944. Studies on the postembryonic development of Hyalella azteca (Saussure). Biology Bulletin 86: 6–22. DOI: 10.2307/1537947

Geller J., Meyer C., Parker M. et al. 2013. Redesign of PCR primers for mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I for marine invertebrates and application in all-taxa biotic surveys. Molecular Ecology Resources 13: 851–861. DOI: 10.1111/1755-0998.12138

Gurkov A., Rivarola-Duarte L., Bedulina D. et al. 2019. Indication of ongoing amphipod speciation in Lake Baikal by genetic structures within endemic species. BMC Evolutionary Biology 19: 138. DOI: 10.1186/s12862-019-1470-8

Harrison P.W., Amode M.R., Austine-Orimoloye O. et al. 2024. Ensembl 2024. Nucleic Acids Research 52: D891–D899. DOI: 10.1093/nar/gkad1049

Hupało K., Copilaș-Ciocianu D., Leese F. et al. 2023. Morphology, nuclear SNPs and mate selection reveal that COI barcoding overestimates species diversity in a Mediterranean freshwater amphipod by an order of magnitude. Cladistics 39(2): 129–143. DOI: 10.1111/cla.12520

Huson D.H. 1998. SplitsTree: analyzing and visualizing evolutionary data. Bioinformatics 14 (1): 68–73. DOI: 10.1093/bioinformatics/14.1.68

Kahle D., Wickham H. 2013. ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. R Journal 5: 144. DOI: 10.32614/RJ-2013-014

Lassmann T., Sonnhammer E.L. 2005. Kalign – an accurate and fast multiple sequence alignment algorithm. BMC Bioinformatics 6: 298. DOI: 10.1186/1471-2105-6-298

Macdonald III K.S., Yampolsky L., Duffy J.E. 2005. Molecular and morphological evolution of the amphipod radiation of Lake Baikal. Molecular Phylogenetics and Evolution 35: 323–343. DOI: 10.1016/j.ympev.2005.01.013

Minton J.A.L., Flanagan S.E., Ellard S. 2011. Mutation Surveyor: Software for DNA sequence analysis. In: Theophilus B., Rapley R. (Eds.) PCR Mutation Detection Protocols. Methods in Molecular Biology, vol 688. Humana Press. DOI: 10.1007/978-1-60761-947-5_10

Miralles A., Ducasse J., Brouillet S. et al. 2022. SPART: A versatile and standardized data exchange format for species partition information. Molecular Ecology Resources 22(1): 430–438. DOI: 10.1111/1755-0998.13470

Miralles A., Puillandre N., Vences M. 2024. DNA barcoding in species delimitation: From genetic distances to integrative taxonomy. In: DeSalle R. (Ed.), DNA Barcoding. Springer US. New York, pp. 77–104. DOI: 10.1007/978-1-0716-3581-0_4

Naumenko S.A., Logacheva M.D., Popova N.V. et al. 2017. Transcriptome-based phylogeny of endemic Lake Baikal amphipod species flock: fast speciation accompanied by frequent episodes of positive selection. Molecular Ecology 26: 536–553. DOI: 10.1111/mec.13927

Okonechnikov K., Golosova O., Fursov M. et al. 2012. Unipro UGENE: a unified bioinformatics toolkit. Bioinformatics 28: 1166–1167. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts091

Paradis E., Schliep K. 2019. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. Bioinformatics 35: 526–528. DOI: 10.1093/bioinformatics/bty633

Puillandre N., Brouillet S., Achaz G. 2021. ASAP: assemble species by automatic partitioning. Molecular Ecology Resources 21: 609–620. DOI: 10.1111/1755-0998.13281

R Core Team. 2024. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. URL: https://www.R-project.org/

Rambaut A., Drummond A.J., Xie D. et al. 2018. Posterior summarization in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. Systematic Biology 67: 901–904. DOI: 10.1093/sysbio/syy032

Rivarola-Duarte L., Otto C., Jühling F. et al. 2014. A first glimpse at the genome of the Baikalian amphipod *Eulimnogammarus verrucosus*. Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution 322: 177–189. DOI: 10.1002/jez.b.22560

Romanova E.V., Aleoshin V.V., Kamaltynov R.M. et al. 2016. Evolution of mitochondrial genomes in Baikalian amphipods. BMC Genomics 17: 1016. DOI: 10.1186/s12864-016-3357-z

Saranchina A., Mutin A., Govorukhina E. et al. 2024. Genetic diversity in a Baikal species complex *Eulimnogammarus verrucosus* (Amphipoda: Gammaroidea) in the Angara River, the only outflow of Lake Baikal. Zoologica Scripta 53: 867–879. DOI: 10.1111/zsc.12681

Schauberger P., Walker A. 2023. openxlsx: Read, write and edit xlsx files. URL: https://ycphs.github.io/openxlsx/index.html

Schliep K., Vidal-Garcia M., Solis-Lemus C. et al. 2021. tanggle: Visualization of phylogenetic networks. URL: https://klausvigo.github.io/tanggle/

Shavit L., Penny D., Hendy M.D. et al. 2007. The problem of rooting rapid radiations. Molecular Biology and Evolution 24: 2400–2411. DOI: 10.1093/molbev/msm178

Sherbakov D.Y., Kamaltynov R.M., Ogarkov O.B. et al. 1998. Patterns of evolutionary change in Baikalian gammarids inferred from DNA sequences (Crustacea, Amphipoda) Molecular Phylogenetics and Evolution 10(2): 160–167. DOI: 10.1006/mpev.1997.0482

Sherbakov Yu.D. 1999. Molecular phylogenetic studies on the origin of biodiversity in Lake Baikal. Trends in Ecology and Evolution 14: 92–95. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01543-2

Takhteev V.V. 2019. On the current state of taxonomy of the Baikal Lake amphipods (Crustacea, Amphipoda) and the typological ways of constructing their system. Arthropoda Selecta 28: 374–402. DOI: 10.15298/arthsel.28.3.03

Wang L.-G., Lam T.T.-Y., Xu S. et al. 2020. Treeio: An R package for phylogenetic tree input and output with richly annotated and associated data. Molecular Biology and Evolution 37: 599–603. DOI: 10.1093/molbev/msz240

Wickham H. 2007. Reshaping data with the reshape package. Journal of Statistical Software 21: 1–20. DOI: 10.18637/jss.v021.i12

Wickham H., François R., Müller K. et al. 2023. dplyr: A grammar of data manipulation. URL: https://dplyr.tidyverse.org

Wickham H., Vaughan D., Girlich M. 2023. tidyr: Tidy messy data. URL: https://tidyr.tidyverse.org

Wickham H., Seidel D. 2022. scales: Scale functions for visualization. URL: https://scales.r-lib.org

Wickham H., Sievert C. 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis. New York: Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-24277-4

Yampolsky L.Y., Kamaltynov R.M., Ebert D. et al. 1994. Variation of allozyme loci in endemic gammarids of Lake Baikal. Biological Journal of the Linnean Society 53(4): 309–323. DOI: 10.1111/j.1095-8312.1994.tb01015.x

Zaidykov I.Y., Naumova E.Y., Sukhanova L.V. 2023. MtDNA polymorphism of *Macrohectopus branickii* Dybowsky, 1974 (Amphipoda) – an endemic pelagic key species of Lake Baikal. In: Chaplina T. (Ed.), Complex Investigation of the World Ocean (CIWO-2023) Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 223–229. DOI: 10.1007/978-3-031-47851-2_26

The role of extreme environmental factors in mass fish mortality: a case study of reservoirs in Belarus

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Lishko V.I.*, Popenchenko T.I., Panasyuk M.I., Apsolikhova O.D.

Fish Industry Institute, the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus

ABSTRACT. The article examines the cases of mass death of fish in the reservoirs of Belarus, occurring without an obvious reason. Possible abiotic and biotic factors are analyzed, including oxygen deficiency, the "blooming" of water by blue-green algae, parasitic and infectious diseases, as well as the hydrochemical characteristics of the aquatic environment. The need for comprehensive and long-term monitoring is emphasized in order to identify the true causes of death and develop effective measures to reduce the negative impact on the ichthyofauna. Based on the collected data, an approach is proposed for assessing and minimizing environmental risks for fish populations.

Keywords: Fishing, hydrochemistry, phytoplankton, parasitology, hematology

For citation: Lishko V.I., Popenchenko T.I., Panasyuk M.I., Apsolikhova O.D. The role of extreme environmental factors in mass fish mortality: a case study of reservoirs in Belarus // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 702-712. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-702

1. Introduction.

In recent years, cases of "unmotivated" (i.e., without an explicit factor) mass deaths of fish or individual fish species have become more frequent in the reservoirs of Belarus. Such cases attract the attention of not only ichthyologists, but also the general public, as they are an alarming signal of violations in the functioning of aquatic ecosystems (Ramachandra et al., 2016; Svobodova et al., 1993; Davie and Pera, 2021). The death of fish was observed, as a rule, either during a period of consistently high air and water temperatures, or during their abrupt change. Such seasonal timing indicates a possible relationship between the physico-chemical parameters of the aquatic environment and the physiological state of aquatic organisms, but does not allow us to identify a specific cause-and-effect mechanism. Seasonal fish mortality has been noted in many studies and had various causes (Oskarsson et al., 2018; Godinho et al., 2019; Landsberg et al., 2020; San Diego-McGlone et al., 2024).

However, neither an increase in temperature, nor its sudden changes, nor fluctuations in other hydrochemical parameters (pH, dissolved oxygen, organic and mineral substances), nor the presence of blue-green algae and opportunistic bacteria in the water, nor pollution – none of these factors individually explains fish mortality or serves as its direct cause. This indicates the multifactorial nature and complexity of the phenomenon under consideration. Studies conducted in various regions with similar environmental situations also confirm that all indicators are closely related to each other (Sukhovilo et al., 2024; Kirvel et al., 2023; Vezhnavets, 2024).

To determine the true cause, it is necessary to consider all these factors in combination and to monitor them for a sufficiently long time. Only a systematic approach based on comprehensive hydrobiological, hydrochemical, ichthyological and ichthyopathological observations can provide an adequate understanding of the changes taking place and their consequences for the aquatic biota.

Despite the obvious importance of this problem, no clear causes and mechanisms of the lethal effects of environmental conditions on the ichthyofauna of reservoirs have been established so far during the massive "freezes" during the periods mentioned above. This indicates a lack of knowledge of both local and global environmental processes affecting aquatic communities.

A review of the probable causes of fish death suggests that many abiotic and biotic factors may be involved. It is necessary to take into account not only direct effects, but also indirect ones, such as stress factors that reduce the body's immune defenses and increase its sensitivity to pathogens. Since the death of fish in reservoirs in most cases was not a one-time

*Corresponding author.
E-mail address: liskouladzislau@gmail.com (V.I. Lishko)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 12, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

event, it covered a certain period and was recorded for 6 species of native and non-native fish, as well as one species of commercial invertebrates (crayfish), it can be assumed that one common or complex of similar negative factors affected. Such selectivity and temporal extent indicate a systemic disturbance of the ecological balance in water bodies.

Among the most likely causes of noted fish death, the following should be considered: deficiency of dissolved oxygen (Burkholder et al., 1999; Abdel-Tawwab et al., 2019), an active reaction of the medium (Landsberg et al., 2020; Brown et al., 1983), salt and biogenic composition of water (Demeke and Tassew, 2016); "blooming" of water with the presence of cyanotoxins (Jewel et al., 2003; Sevrin-Reyssac and Pletikosic, 1990); parasitic and infectious diseases (Faruk, 2018; Overstreet, 2021); bacterial contamination of the water mass (Popovic et al., 2019; Dar et al., 2020). It is important to note that each of these factors can have both individual and synergistic effects on aquatic organisms, which makes it difficult to determine the dominant cause.

Without a clear understanding of the factors and mechanisms behind the pathological process, efforts to prevent the lethal effects of extreme conditions on the ichthyofauna of Belarusian reservoirs will remain short-term and symptomatic. This will not allow effective development and implementation of preventive measures aimed at preserving biodiversity and sustainability of aquatic ecosystems. The collected, processed and analyzed material on the hydroecological state of water bodies, ichthyological and ichthyopathological studies, together allow us to draw conclusions about the possible causes of fish death and develop a methodology to minimize the impact of established negative factors on the fish population of reservoirs and watercourses.

2. Materials and methods.

Reservoirs and watercourses where fish deaths were recorded were selected as observation sites during the research period. The observations covered 2 reservoirs in the Mogilev region of Belarus: the Chigirinsky reservoir – the Drut River system; the Osipovichskoye reservoir – the Svisloch River system. The location of these reservoirs is shown in Figure 1.

The collection and processing of samples to characterize the hydrochemical regime of the water bodies were carried out in accordance with the methods described by Plotnikov (2017) and Kozhina (1977). Samples were taken from both surface and bottom layers, resulting in an integrated indicator. To characterize the microalgae community during the open water period, samples were taken and the collected phytoplankton material was processed in accordance with the methods of hydrobiological studies (Oksiuk, 1993; GOST 17.1.1.04-77, 1977).

For molecular genetic analysis, phytoplankton samples were fixed in 96% ethanol. A set of Genomic DNA purification reagents (Thermo Scientific, Lithuania) was used to isolate DNA from samples, in accordance with the manufacturer's attached instructions. The following primers were used for amplification: HEPF 5'-TTTGGGGTTAACTTTTTT-GGGCATAGTC and HEPR 5'-AATTCTTGAGGCTGTAAATCGGGTTT (Jungblu and Neilan, 2006). The amplification program was as follows: 2 min at 92 °C, followed by 35 cycles of 92 °C for 20 s, 52 °C for 30 s, and 72 °C for 1 min. In the final cycle, the elongation step was extended to 12 min. The resulting PCR products were analyzed by horizontal electrophoresis in 1.5% agarose gel using 0.5% TAE (Tris-acetate) buffer (20 mmol/L Tris-OH, 0.5 mmol/L EDTA, 7.8 mmol/L CH_3COOH, pH 7.6). The gel was stained with ethidium bromide. A VDS-CL gel scanner (Amersham Biosciences, USA) was used to display the electrophoresis results.

Samples for water contamination were taken directly at the reservoir in Eppendorf tubes (1.5 ml) by immersion in the water column. To determine the total microbial contamination of the water, a series of dilutions was prepared in such a way that from 30 to 300 colonies of microorganisms grew on Petri dishes. The dilution was prepared as follows: 1 ml of test water was taken from each reservoir with a sterile pipette and



Fig.1. Location of research objects on the map of Belarus.

9 ml of distilled water was added (dilution 1:10), thoroughly mixed. Next, 1 ml was taken from tubes with a dilution of 1:10 with a sterile pipette and added to tubes with 9 ml of distilled water, obtaining a dilution of 1:100. 1 ml of probiotic was added to a sterile Petri dish at a dilution of 1:100 and filled with warm (450) meat peptone agar (MPA). It was left at room temperature until it solidified, then placed in a thermostat at 35 ˚C for 24 hours. After a day, the growth of microbial colonies on the surface and in the MPA thickness was evaluated based on 1 ml of undiluted samples of the studied water (Musselius, 1983) was used as a comparison parameter.

Microbiological examination of fish, sampling for seeding and the method of seeding microbiological material were carried out in accordance with the methods of bacteriological research (Musselius, 1983; Golovina, 2003; Methodological guidelines, 1999). Crops from internal organs, blood, exudate (if any) fish were produced according to the standard procedure on a solid nutrient medium (micopeptone agar - MPA). After incubating the crops in a thermostat at 20-280 ˚ C for 24 to 48 hours, their morphology was studied. The bacterial species was determined using the Oxi – test and Api 20E test systems. Hematological and biochemical parameters were studied for the fish caught during the control catches: total serum protein, amount of hemoglobin, ESR, content of erythrocytes and leukocytes. Hematological studies were performed according to the methods (Ivanova, 1982; Golovina, 1989). The evaluation of the results was carried out based on the normative blood parameters of carp fingerlings and data from literary sources (Golovina, 1989).

3. Results and discussions.

Analyses of the quality of the water mass during the subglacial period were carried out in the reservoirs of Chigirinskoye (Drut river system) and Osipovichskoye (Svisloch river system), where cases of mass fish death were noted. The results of the main indicators are presented in Table 1. Hydrochemical indicators of water quality are shown in Figure 2.

The temperature regime in the analyzed reservoirs corresponded to the seasonal distribution and was unlikely to have negative consequences for fish. In reservoirs, reverse stratification of the water mass was observed, with a slight increase in water temperature from the surface of the ice to the bottom.

The gas regime in the Chigirinskoye and Osipovichskoye reservoirs was marked by a slight decrease in the dissolved oxygen content relative to the optimum, but the values did not exceed the critical values for fish. The active reaction of the medium was alkaline (pH = 8.0-8.1), which is due to the predominance of reducing reactions.

According to the salt composition, the water of the Chigirinskoye and Osipovichskoye reservoirs belongs to the bicarbonate-calcium type with an average (4.5-4.7) hardness. Concentrations of biogenic elements, whose participation in redox reactions is reflected in the gas regime, may be of limiting importance for fish during the subglacial period. Increased concentrations of ammonium nitrogen and mineral phosphorus were observed in both reservoirs, and nitrite nitrogen in the Osipovichskoye reservoir. The latter is classified by pollution indicators as "heavily polluted" and "very dirty" (Oksiuk, 1993). This is due to the fact that the reservoir serves as a receiver of the waters of the Svisloch River and the discharge of wastewater treatment plants in Minsk (Fig. 3). Ammonium nitrogen at elevated pH values (more than 7.5) is capable of converting into toxic free ammonia and causing acute toxicosis of fish. The background indicator of the safe content of ammonium nitrogen for surface reservoirs for fisheries purposes is up to 0.39 mg/l, whereas during the ice age, concentrations of ionized ammonium reached 0.86 mgN/l in the Chigirinskoye reservoir, and 1.89 mgN/l in the Osipovichskoye reservoir. Under the prevailing temperature background of the water, such an ammonium ion content is able to maintain a concentration of non-ionized ammonia of about 0.01 mg/l, which does not exceed the permissible values for fish ponds. Consequently, acid toxicosis at the observed temperature background was not a threat to the life of the fish.

In general, according to the indicators of water transparency, its salt composition and oxidizability, the analyzed reservoirs should be attributed to the eutrophic type of reservoirs (α- and β-mesozoic).

Table 1. Main indicators of water quality during the ice age.

Indicators	Units of measurement	Reservoir	
		Chigirinskoye	Osipovichskoye
Transparency	m	1.0	0.7
Temperature	˚C	1.6	1.9
pH	units	8.0	8.1

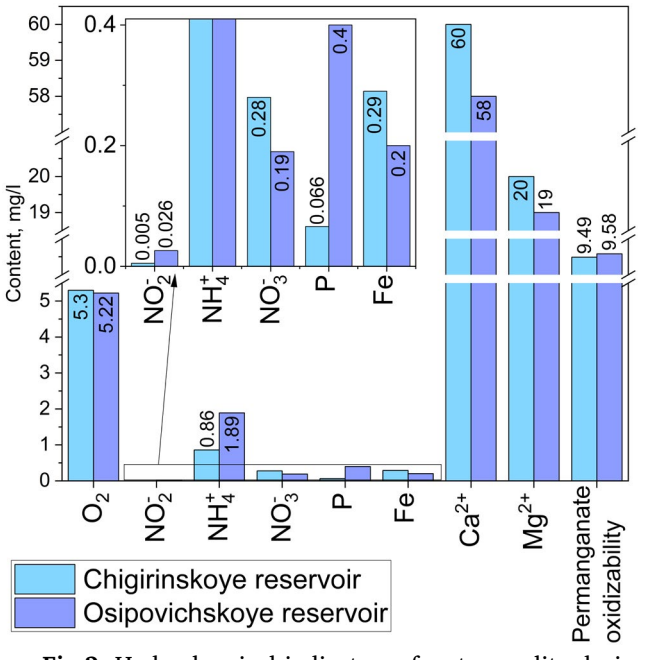


Fig.2. Hydrochemical indicators of water quality during the ice age.

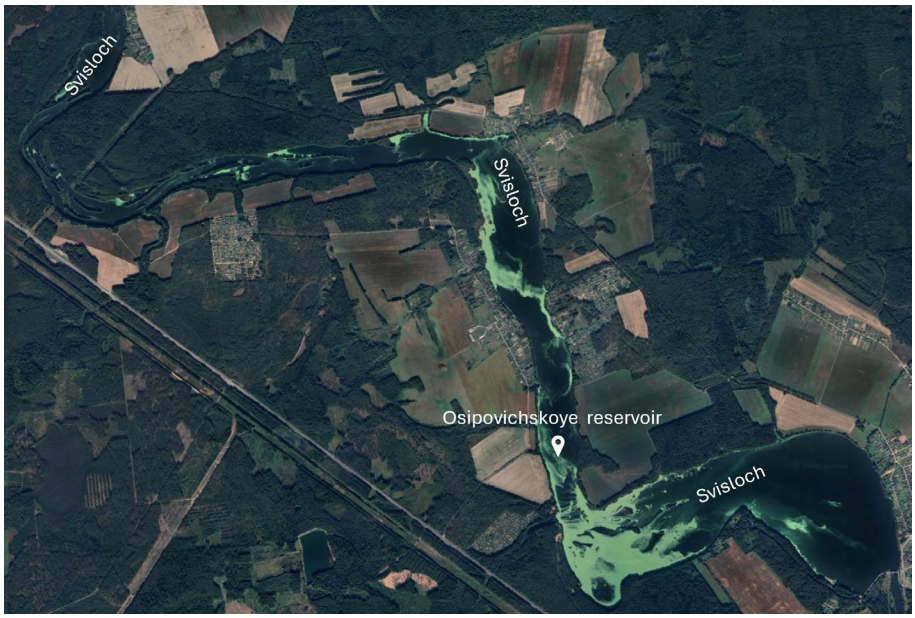


Fig.3. Osipovichskoye reservoir.

Thus, in the subglacial period, the main limiting factor is, first of all, the oxygen regime of reservoirs, other environmental factors are only indirectly important through their effect on the gas regime of reservoirs.

During the ice-free period (the period of open water), seasonal observations (spring, summer-autumn) and analyses of the quality of the water mass were carried out.

In the early spring period, the hydrochemical regime is largely determined by the recent flood and the level of dissolved biogens removed from the catchment area. Due to low photosynthetic activity during this period, concentrations of biogens (nitrogen and phosphorus compounds) can reach higher values than in other months of the open season. The temperature regime in the analyzed reservoirs corresponded to the seasonal distribution and was unlikely to have negative consequences for fish (Table 2). Homothermy of the water mass was observed in the waters, with a slight increase in water temperature at the surface.

The gas regime in reservoirs under conditions of melting ice cover and low water temperatures was quite favorable (Fig. 4). The active reaction of the medium is alkaline (pH = 7.8-8.5), which is due to the predominance of reducing reactions and the seasonal development of cold-loving microalgae.

Thus, analyzing the hydrochemical indicators for the year of observations, the following conclusions can be drawn. The level of nitrate nitrogen turned out to be only slightly increased, and the remaining parameters of the aquatic environment corresponded to sanitary and environmental standards. This suggests that the fixation of the mass death of fish could not be caused solely by the current chemical parameters of the water.

A similar question can be observed in the work of Soler et al. (2021), where it was noted that even with the restoration of water quality (in particular, the reduction of ammonia to standard values), the biological condition of fish continued to remain disturbed. This indicates delayed or chronic exposure to pollutants, or their combination with other stressful factors. A number of other studies have described cases where fish deaths were caused by significantly higher concentrations of substances. Values from 1 to 8 mg/l were critical for ammonia, at which behavioral disorders, oxidative stress, and immunosuppression were observed in Barbus meridionalis (Soler et al., 2021).

Table 2. Main indicators of water quality in the early spring period.

Indicators	Units of measurement	Reservoir	
		Chigirinskoye	Osipovichskoye
Transparency	m	0.6	0.5
Temperature	°C	7.1	7.8
pH	units	8.5	8.5

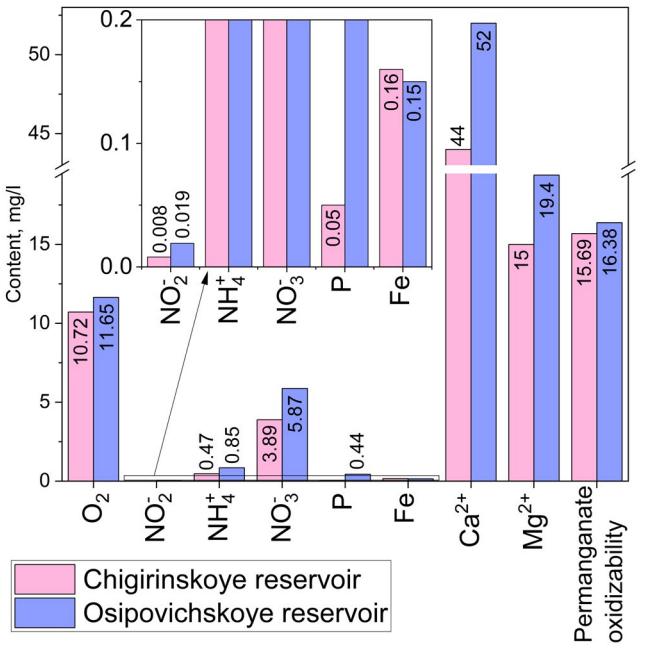


Fig.4. – Hydrochemical indicators of water quality in the early spring period.

Literature data indicate that significantly higher concentrations of pollutants are required for the occurrence of a toxic effect on aquatic organisms. Thus, in a study using Daphnia magna, it was found that concentrations of ammonium nitrogen above 40 mg/l and nitrites above 6 mg/l lead to a decrease in vital activity and an increase in mortality, while nitrates and phosphates did not have a noticeable toxic effect at the studied levels (Serra et al., 2019). Analysis of the effects of nitrates on freshwater organisms showed a significant decrease in survival (about 62%) and growth (about 29%) at concentrations significantly higher than natural background levels (Isaza et al., 2020).

In your case, the absence of extreme values for the main pollutants makes the version of acute chemical poisoning unlikely. Based on a comparison of our own data with the results of scientific research, we can conclude that the indicators of aquatic chemical parameters observed in our case, including a slightly elevated level of nitrate nitrogen, could not be the only cause of fish death.

According to the salt composition, the reservoir water belongs to the bicarbonate-calcium type with an average hardness of 3.4 to 4.7. A slight decrease in total hardness is due to a seasonal factor (the influx of less mineralized waters from the winter flood), which affects the overall ratio of alkaline earth metal ions, usually supplied with groundwater. The reaction of the environment (pH) and concentrations of some biogenic elements, whose participation in redox reactions affects the gas regime, may have a limiting effect for fish in the spring. The increased concentrations of ammonium nitrogen and mineral phosphorus noted during the subglacial period have decreased slightly as a result of chemical and bacterial destruction, but remained quite high. The content of toxic non-ionized ammonia is observed at the trace level and in this form is not capable of having a negative effect on fish. At the same time, the content of the final product of nitrification, nitrate nitrogen, has increased in the Chigirinsky and Osipovich reservoirs, which highlights the degree of anthropogenic pollution in both reservoirs. The exact combination of forms of mineral nitrogen in water against the background of a weakly alkaline or alkaline reaction of the medium can affect the processes of excretion of metabolic products (in the form of ammonia) from fish organisms, causing damage to the gill apparatus in some of them (for example, carp, silver carp), followed by contamination by microflora and partial death of fish.

Water quality indicators in the summer period are determined by the peculiarities of nutrition and the nature of the watershed of reservoirs, the level of intra-reservoir production processes and the degree of development of primary producers.

The temperature regime (Table 3) in the analyzed reservoirs corresponded to the seasonal distribution and could was unlikely to have negative consequences for fish. Homothermy of the water mass was observed in the waters, with a slight increase in water temperature at the surface.

The characteristics of the chemical composition of the water masses of the surveyed water bodies are shown in Figure 5. The gas regime in reservoirs in conditions of open water and high photosynthesis intensity of primary producers was quite favorable and did not limit the vital activity of the majority of fish species. The active reaction of the medium is alkaline (pH = 8.2-8.8), which is due to the predominance of reducing reactions and the seasonal development of microalgae.

According to the salt composition, the reservoir water belongs to the bicarbonate-calcium type with an average hardness of 3.4 to 4.7. A slight decrease in total hardness compared to the winter-spring periods is due to a seasonal factor (the influx of less mineralized waters with snow flooding), which affects the overall ratio of alkaline earth metal ions, usually coming from groundwater. Concentrations of biogenic elements, whose participation in redox reactions affects the gas regime, may be of limiting importance for fish. The increased concentrations of ammonium nitrogen and mineral phosphorus observed during the subglacial period decreased as a result of chemical and bacterial degradation, remaining high only in the Osipovichskoye reservoir, which is subject to constant pollution from catchment and municipal wastewater. The content of toxic non-ionized ammonia is noted at the trace level and in this form is not capable of having a negative effect on fish. The final product of nitrification is the nitrate nitrogen content significantly decreased in the

Table 3. Main indicators of water quality in the summer and autumn period.

Indicators	Units of measurement	Reservoir	
		Chigirinskoye	Osipovichskoye
Transparency	m	0.8	0.9
Temperature	˚C	20.3	18.8
pH	units	8.2	8.8

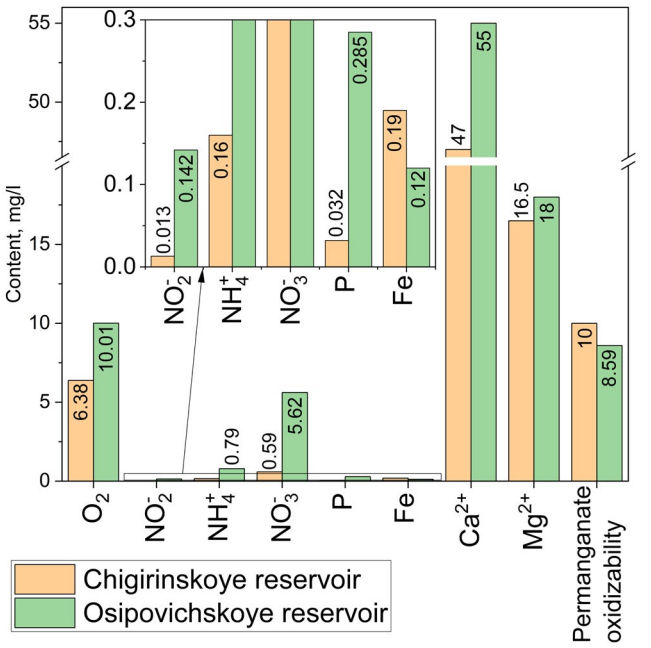


Fig.5. Hydrochemical indicators of water quality in the summer and autumn period.

Chigirinsky reservoir. In the Osipovichsky reservoir, the nitrate nitrogen content also decreased slightly, but still remained at a high level, which underlines the degree of anthropogenic pollution. This can affect the intensity of the processes of excretion of large products of protein metabolism through the gill apparatus and contribute to the occurrence of gill diseases (Oksiuk, 1993; Golovina, 2003).

Based on the results of a comprehensive analysis of pollution and assessment of the levels of trophism of water bodies, a characteristic of the ecological state of reservoirs at the time of the survey is given (Table 4). The correspondence of saprobicity classes to trophic levels is represented as follows: β-mesosaprobic correspond to the class of ev trophy (weakly eutrophic); α-β-mesosaprobic correspond to the class of eutrophic; α-meso-saprobic and polysaprobic correspond to the class of hypertrophy (highly eutrophic).

The analysis of phytoplankton development and detection of cyanotoxins was carried out. The community of planktonic algae in the analyzed reservoirs was represented by taxa of the main systematic groups that determine the intensity of "blooming" of reservoirs. The quantitative development of an algal community during the period of open water is determined by the course of warming up of water masses and the rate of change of dominant taxa and divisions. At the time of the survey, the species (qualitative) composition of communities by water bodies was not very diverse (Table 5).

The maximum indicators of population and biomass development were recorded for the Chigirinskoye reservoir – 2819.34 thousand specimens/l and 47.24 mg/l (Fig. 6). The peaks of phytoplankton development in the spring period were noted. In the Osipovichskoye reservoir, this was due to the development of relatively cold-resistant diatoms. With the warming of the water and the change of dominant groups, the quantitative indicators of development decreased. The early peak of phytoplankton development in the Osipovichi reservoir may be explained by the large volume of conditionally treated waters flowing through the Svisloch River, whereas for the Chigirinskoye reservoir, diffuse sources of pollution in the catchment area or discharges of insufficiently treated waters from higher-lying communal facilities could be the reason.

In general, representatives of the β-mesosaprobic zone predominated among the phytoplankton species in the Chigirinskoye reservoir, while representatives of the α–β-mesosaprobic zone predominated in the Osipovichskoye reservoir, which gives reason to characterize the waters as «moderately polluted». A comparative analysis of the cases of mass death of fish and the level of quantitative development of planktonic algae does not provide grounds for their direct relationship. Fish deaths were observed both at the peak of phytoplankton development ("bloom") and at moderate or relatively small levels. It is obvious that the degree of algae development can directly affect the gas regime and indirectly affect the bacterial background of the reservoir during the destruction of dying cells.

To identify the presence of cyanotoxin genes in the analyzed reservoirs, condensed recorded samples of phytoplankton were selected. Based on the PCR analysis, the genes responsible for the synthesis of cyanotoxins such as microcystins were not detected in phytoplankton samples from the Osipovichskoye and Chigirinskoye reservoirs.

The results obtained during the study are consistent with the data of other authors. A number of studies have emphasized that although phytoplankton can affect the ecosystem of a reservoir, the mass death of fish is most often caused not by the very fact of blooming, but by accompanying environmental changes, in particular hypoxia caused by the decomposition of biomass.

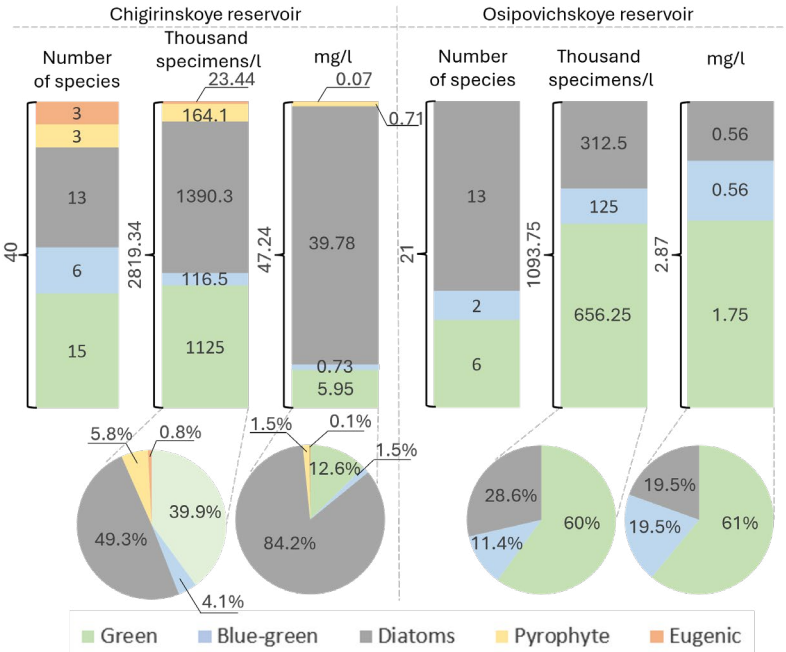


Fig.6. Quantitative indicators of phytoplankton development.

Table 4. Assessment of the water quality of the analyzed reservoirs

Indicators	Reservoir	
	Osipovichskoye	Chigirinskoye
Total microbial count, CFU/ml	381-430	1180-1400
Saprobity index	2.73	2.11
Assessment of the level of saprobity	α-mesosaprobic	β-mesosaprobic
Assessment by trophic level	β-eutrophic	α-eutrophic

For example, blooms of Prymnesium parvum in northern reservoirs led to the death of hundreds of tons of fish, while toxins such as prymnesin were of decisive importance, rather than the quantitative biomass of algae (Oh et al., 2023). Similarly, in the case of Karenia mikimotoi and Karenia brevis, both hypoxic conditions and the release of highly active toxic substances that affect the gill tissue of fish and cause mass mortality have been recorded (Oh et al., 2023).

However, even in the absence of pronounced toxicity, decomposition of dense algae biomass can cause oxygen deficiency. Such cases have been described in studies concerning eutrophic lakes and reservoirs, where peak bio-mass values lead to nocturnal hypoxia and death of ichthyofauna (Chislock et al., 2013; Wallace and Gobler, 2021).

It is worth noting that, according to a number of models for predicting mass fish deaths, the most significant predictors are dissolved oxygen concentration, water temperature, salinity, and chlorophyll content, while the fact of flowering does not always lead to negative consequences (Yniguez and Ottong, 2020; Ting and Chen, 2024).

Table 5. Qualitative composition of phytoplankton by surveyed water bodies

Type and department of algae	Chigirinskoye	Osipovichskoye	Type and department of algae	Chigirinskoye	Osipovichskoye
Green			**Diatoms**		
Scenedesmus quadricauda	+	+	*Navicula sp.*	+	+
Scenedesmus quadricauda setus	+	-	*Tabellaria flocculosa*	-	+
Sc. acuminatus	+	-	*Tabellaria fenestrata*	+	
Coelastrum sphaericum	-	+	*Gomphonema sp.*	-	+
Coelastrum microporum	+	-	*Nitzshia sp.*	+	+
Oocystis borgei	+	+	*Stephanodiscus hantzschii*	+	+
Didimocystis sp.	+	-	*Gyrosigma acuminatum*	+	+
Tetrastrum glabrum	+	+	*Cyclotella comta*	+	+
Tetraedron caudatum	+	-	*Cyclotella meneghiniana*	-	+
Micractinium pusillum	+	-	*Pinnularia sp.*	+	-
Kirchneriella lunaris		+	*Amphora ovalis*	+	-
Ankistrodesmus agustus	+	-	*Asterionella formosa*	+	-
Ankistrodesmus pseudomirabilis	+	+	*Melosira granulata*	+	+
Korschikoviella sp.	+	-	*Synedra ulna*	+	-
Oocystis lacustris	+	-	*Cocconeis pediculus*	+	+
Micractinium pusillum	+	-	*Cymbella sp.*	+	+
Golenkinia radiate	+	-	*Fragillaria sp.*	-	+
Blue-green			*Stephanodiscus hantzschii*	-	+
Microcystis aeruginosa	+	+	**Pyrophyte**		
Microcystis sp.	+	-	Peridinium sp.	+	-
Aphanizomenon flos – aquae	+	-	Cryptomonas marssonii	+	-
Oscilatoria limnetica	+	-	*Rhodomonas pusilla*	+	-
Oscillatoria amoena	+	-	**Eugenic**		
Oscillatoria redeckei	+	-	*Trachelomonas volvocina*	+	-
Spirulina sp.	-	+	*Euglena viridis*	+	-
			Phacus sp.	+	-
Total, taxa	Chigirinskoye – 40; Osipovichskoye – 21				

Thus, the data obtained in this study on the observed death of fish at both high and moderate levels of phytoplankton development, as well as the absence of microsystin genes in the analyzed samples, are confirmed in the literature. This suggests that the key mechanisms of death could be changes in the gas regime and possible bacterial contamination during the destruction of algae, rather than the direct toxic effect of phytoplankton.

The following indicators were determined. The intensity (massiveness) of invasion (II) is the minimum and maximum number of parasites in one infected individual fish; the infestation or extent of invasion (EI) is the number of infected fish specimens to the number of studied specimens, expressed as a per-centage.

Osipovichskoye reservoir

Carp – 2 specimens, silver crucian carp – 4 specimens, bream – 6 specimens, rudd – 1 specimen were examined. Blood samples were taken from bream, bream and silver crucian carp for hematological analysis. A complete parasitological analysis showed the presence of the following parasites. 1 specimen of the monogenetic fluke Diplozoon paradoxum was found in scraping from carp gills. The carriage of metacercariae of trematodes *Diplostomum sp.* (16 and 24 pairs/fish) was noted in the eye lenses of both carp. Rudd has 1 cyst of the *Rhipidocotyle illense* trematode in its gills, and cysts of the *Paracoenogonimus ovatus* trematode (1-9 pairs in the field of vision), as well as trematodes of an indeterminate species, are abundant in muscle tissue. *Posthodiplostomum cuticola* cysts were found on the bream body surface (EI – 100%, II – 8-85 pairs/fish), a large number of monogenetic *Dactylogyrus sp*. cells were found in gill scrapings (EI - 100%, II – 1-3 pairs in the visual field), and metacercariae *Diplostomum sp*. (EI – 100%, II – 13-27 pairs/fish). Metacercariae of the trematode *Paracoenogonimus ovatus* were found in the muscle tissue of 2 bream specimens (EI - 33%, II – 1-2 pairs in the visual field), and 1 specimen of the cestode *Khawia sinensis* was found in the intestine. Single *Dactylogyrus sp*. (EI – 25%, II – 1-2 in the visual field) were found on the gills of the silver crucian carp, and 1 metacercarium *Diplostomum sp*. was found in the lens of the eye of 1 specimen.

Chigirinskoye reservoir

10 silver crucian carps and 5 breams specimens were examined. Clinical examination revealed severe hyperemia of the abdomen and the bases of the pectoral and ventral fins in 5 specimens of silver crucian carps and 2 specimens of bream. Splitting of the fin rays was noted in 8 specimens of the silver crucian carps. In 1 specimen of the silver crucian carp, an ulcer was found on the surface of the body in a pocket of scales. Upon autopsy, the features and pathological condition of the internal organs were not revealed.

Bream, 5 specimens. Metacercariae of *p. Diplostomum* trematodes were found in the eyes (EI – 100%, II – 4-40 pairs/fish). Monogenetic flukes of *Dactylogyrus sp.* were found on the gills of 4 specimens (EI – 80%, II – 1-9 pairs/fish).

Silver crucian carp, 10 specimens. Metacercarium Diplostomum sp. was found in the eye lenses of 1 specimen (EI – 10%, II – 1 pair/fish).

The research results have shown that the degree of infection of fish with ecto- and endoparasites is different. Basically, it is at the carrier level. The parasitic factors themselves could hardly have caused the mass death of fish.

In addition, a bacteriological study of fish was conducted.

Osipovichskoye reservoir

Carp – 2 specimens, silver crucian carp – 4 specimens, bream – 6 specimens, rudd – 1 specimen were examined. Primary bacteriological crops produced very weak growth. For further work, only 2 strains were isolated: from the blood of 1 specimen of carp and from the blood of 1 specimen of silver crucian carp – oxy-positive, gram-negative rods. Using the API 20E test system, they were identified as *Aeromonas hydrophila*.

Chigirinskoye reservoir

Microbiological cultures of material from parenchymal organs, blood and contents of silver crucian carp ulcer (4 specimens) were performed. Oxidase-negative gram-negative cocci have been isolated from the liver. Oxidase-negative gram-negative rods, which are defined *as Stenotrophomonas maltophilia*, and oxidase-negative gram-positive cocci, which are defined as *Micrococcus sp*, were isolated from the kidneys. Oxidase-positive gram-negative rods have been isolated from the spleen, which are identified as *Aeromonas hydrophila* and *Proteus mirabilis*. Oxidase-positive gram-negative rods have been isolated from the blood, which are identified as *Vibrio sp*. and *Pasteurella pneumatropica*, as well as oxidase-negative gram-positive rods. A mixture of microorganisms from oxidase-negative gram-positive and gram-positive cocci and gram-negative rods was isolated from the contents of the ulcer.

The greatest real threat to fish is, first of all, the bacteria *Aeromonas hydrophila*, and other forms that can cause diseases, such as representatives of *Vibrio* and *Proteus*, pose a potential threat. Conditionally pathogenic bacteria (genera *Aeromonas, Vibrio, Proteus*, etc.) are natural components of the aquatic ecosystem, but under certain conditions (stress situations or a violation of the immune status of fish) they can cause an acute course of diseases, accompanied by significant death of diseased individuals. The remaining representatives of the bacterioflora isolated from fish during the reporting period belong to the saprophytic microflora. They have been found singly in certain fish species and can be characterized as pathogenic symbionts. However, with excessive development, even pathogenic forms can pose a certain threat of losses. In principle, saprophytes themselves are not capable of causing an acute infectious process in fish, however, penetrating into the body of fish and developing in large quantities in internal organs and blood, they can cause significant harm due to their inactivity and the release of metabolic products into the fish tissue. They can be especially dangerous for fish with reduced immunity for any reason (exhaustion, stress factors, exceeding the temperature threshold, etc.).

The following indicators of fish blood were also studied: total serum protein, amount of hemoglobin, ESR, content of erythrocytes and leukocytes. The results are presented in Table 6.

Table 6. Blood counts of fish in the surveyed reservoirs

	Total whey protein, g/l	Amount of hemoglobin, g/l	ESR, mm/h	Red blood cell count, 10^{12}/l	White blood cell count, 10^{9}/l
Osipovichskoye reservoir					
Silver crucian carp, average	**39.9**	**83.0**	**3.8**	**1.77**	**26.0**
The reference value	**51.0**	**88**	**-**	**1.60**	**51.0**
Bream, average	47.7	101.0	1.8	1.62	43.6
Physiological control	47.0	96	-	1.70	49.0
Carp, average	24.9	104.5	2.0	1.40	23.8
The reference value	**30 – 45**	**85.1 ± 2.3**	**up to 4**	**1.5 ± 0.04**	**24.5 ± 4.3**
Chigirinskoye reservoir					
Silver crucian carp, average	37.5	129.8	3.8	2.1	27.5
The reference value	**51.0**	**88**	**-**	**1.60**	**51.0**

Analyzing the results of a general blood test, including the level of total protein and ESR (Table 6), it can be concluded that the silver crucian carp from the Chigirinskoye reservoir was exposed to the greatest external effects of negative factors. The total protein level in its blood was 37.5 g/l, which is lower than the reference value (51 g/l), and the hemoglobin level significantly exceeded the reference value (88 g/l) and amounted to 129.8 g/l. The erythrocyte level was higher than the reference value (1.6×10^{12}/l) and amounted to 2.1×10^{12}/l. The content of leukocytes and ESR was close to the reference value. A low value of total protein indicates a decrease in the body's resistance, and a high level of hemoglobin indicates the possible ingestion of toxic components into the fish's body. An increase in the level of red blood cells indicates a low oxygen level in the blood of the fish. In the silver crucian carp from the Osipovichskoye reservoir, blood counts did not significantly differ from the reference values. It was noted that the blood and serum values of silver crucian carp, carp and bream from the Osipovichskoye reservoir did not significantly differ from the reference values for each species.

The level of cortisol in blood serum is shown in Table 7. Cortisol levels in fish depend on a number of factors. In this case, we can talk about their high level in both bream (622 ± 18.4 nmol/l) and silver crucian carp (815 ± 40.4 nmol/l and 768 ± 58.8 nmol/l, respectively) both in the Osipovichskoye reservoir and in the Chigirinskoye reservoir. Since the indicators of the total blood count, total protein and ESR did not differ significantly from the reference values in these fish, it can be concluded that an increase in the level of cortisol is not associated with pathological processes in the body. Perhaps this increase is due to the activation of physiological processes, for example, related to the maturation of gonads and spawning.

The results of the studies showed that the fish studied in the two reservoirs did not have significant differences in the level of cortisol in their blood serum. Thus, it can be concluded that the conditions in which the examined fish were located have the same effect on their hormonal status.

4. Conclusion

The surveyed reservoirs are classified as eutrophic (groups α- and β-eutrophic). According to the saprobicity index, all reservoirs are classified as mesosaprobic (groups β- mesosaprobic and α- mesosaprobic), with satisfactory gas and temperature conditions. According to the indicators of some water components, the actual values exceed accepTable limits (high levels of biogenic pollution, primarily from compounds of mineral nitrogen and phosphorus), but generally do not reach critical values for fish life.

Table 7. Cortisol level in the blood of the examined fish

Osipovichskoye reservoir		Chigirinskoye reservoir
Bream	Silver crucian carp	Silver crucian carp
600	600	1040
600	600	600
540	1020	535
620	1040	1040
750	-	600
-	-	1086
-	-	475
average 622 ± 18.4	average 815 ± 40.4	average 768 ± 58.8

The composition of planktonic communities is represented by a number of taxa of algae, which determine the level of development and intensity of water «blooming». The change of dominants in the phytoplankton structure occurs in the diatom-green–blue–green direction and is determined by hydrological conditions and the rate of warming of water masses. The taxonomic composition and quantitative development of algae emphasize the eutrophic nature of water bodies.

The bacterial background was within the normal range. In the autumn period, the contamination of waters with saprophytic microflora decreases to minimal values.

No direct connection was found between the mass death of fish and the magnitude of the development of saprophytic microflora. Once in the body of fish along with the detritus consumed, saprophytic microflora can contaminate internal organs and tissues, causing an infectious process against the background of a decrease in the natural immune status.

Ichthyopathological studies have shown the degree of infection of fish with ecto- and endoparasites at the carrier level, the parasitic factors themselves could hardly be the cause of the mass death of fish.

A number of bacteria have been isolated from the blood and parenchymal tissues of fish, some of which are identified as conditionally pathogenic representatives of *p. Aeromonas, Vibrio* and *Proteus*, capable of developing an infectious process.

Hematological studies have shown a decrease in the level of total protein in silver crucian carp against the background of a significant increase in hemoglobin levels. There was no excess of ESR and leukocyte count, which indicates the absence of pressure from pathogenic and (or) conditionally pathogenic microflora. Violations of blood and serum parameters could be caused by toxic effects or, as a result, oxygen deficiency, as evidenced by a recorded increase in cortisol levels in silver crucian carp (815 ± 40.4-768 ± 58.8 nmol/l), probably associated with the activation of physiological processes (maturation of the body during partial spawning).

The main reason for the noted deaths of silver crucian carp is the eutrophication of reservoirs, which causes the intensive development of phyto- and bacterioplankton with subsequent contamination by the microflora of the internal organs of fish against the background of a decrease in the resistance of the fish body as a result of probable intoxication and extended partial spawning.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Abdel-Tawwab M., Monier M.N., Hoseinifar S.H. et al. 2019. Fish response to hypoxia stress: growth, physiological, and immunological biomarkers. Fish physiology and biochemistry 45: 997–1013. DOI: 10.1007/s10695-019-00614-9

Brown T.E., Morley A.W., Sanderson N.T. et al. 1983. Report of a large fish kill resulting from natural acid water conditions in Australia. Journal of Fish Biology 22(3): 335–350. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1983.tb04756.x

Burkholder J.M., Mallin M.A., Glasgow H.B. 1999. Fish kills, bottom-water hypoxia, and the toxic Pfiesteria complex in the Neuse River and Estuary. Marine Ecology Progress Series 179: 301–310.

Chislock M.F., Doster E., Zitomer R.A. 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. Nature Education Knowledge 4(4): 10. DOI: 10.1007/978-90-481-9625-8

Dar G.H., Bhat R.A., Kamili A.N. et al. 2020. Correlation between pollution trends of freshwater bodies and bacterial disease of fish fauna. In: Qadri H., Bhat R.A., Mehmood M.A. et al. (Eds.), Fresh water pollution dynamics and remediation. Springer Singapore, pp. 51–67. DOI: 10.1007/978-981-13-8277-2 4

Davie A.W., Pera J.B. 2021. The Fish Health Risk Indicator: linking water quality and river flow data with fish health to improve our predictive capacity around fish death events. Marine and Freshwater Research 73(2): 193–199. DOI: 10.1071/MF20360

Demeke A., Tassew A. 2016. A review on water quality and its impact on fish health. International journal of fauna and biological studies 3(1): 21–31.

Faruk M.A.R. 2018. Fish parasite: infectious diseases associated with fish parasite. Seafood Safety and Quality. CRC Press, pp. 154–176.

Godinho F.N., Segurado P., Franco A. et al. 2019. Factors related to fish kill events in Mediterranean reservoirs. Water Research 158: 280–290. DOI: 10.1016/j.watres.2019.04.027

Golovina N.A. 1989. Hematology of pond fish. Chisinau: Stiinca. (in Russian)

Golovina N.A. 2003. Ichthyopathology: textbook. handbook for universities. Moscow: World. (in Russian)

GOST 17.1.1.04-77. 1977. Indicators of the state and rules of taxation of fishery water bodies. Moscow. (in Russian)

Isaza D.F.G., Cramp R.L., Franklin C.E. 2020. Living in polluted waters: A meta-analysis of the effects of nitrate and interactions with other environmental stressors on freshwater taxa. Environmental Pollution 261: 114091. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114091

Ivanova N.T. 1982. Atlas of fish blood cells (comparative morphology and classification of shaped elements of fish blood). Moscow: Light and food industry. (in Russian)

Kozhina Z.M. 1977. Guidelines for the chemical analysis of land surface waters. Leningrad: Hydrometeopublisher. (in Russian)

Jewel M.A.S., Affan M.A., Khan S. 2003. Fish mortality due to cyanobacterial bloom in an aquaculture pond in Bangladesh. Pakistan Journal of Biological Sciences 6(2): 1046–1050.

Jungblu A.D., Neilan A.B. 2006. Molecular identification and evolution of the cyclic peptide. Archives of Microbiology 185: 107–114.

Kirvel I., Volchak A., Parfomuk S. et al. 2023. Environmental risks of water resources in the Belarusian Polesie. Limnological Review 23(1): 21–32. DOI: 10.3390/limnolrev23010002

Landsberg J.H., Hendrickson J., Tabuchi M. et al. 2020. A large-scale sustained fish kill in the St. Johns River, Florida: a complex consequence of cyanobacteria blooms. Harmful Algae 92: 101771. DOI: 10.1016/j.hal.2020.101771

Methodological guidelines for the sanitary and bacteriological assessment of fisheries reservoirs. 1999. Approved by Department of Veterinary Medicine of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation 27.09.1999. (in Russian)

Musselius V.A. 1983. Laboratory workshop on fish diseases: a textbook for universities on spec. “Ichthyology and fish farming”. Moscow: Light and food industry. (in Russian)

Oh J.W., Pushparaj S.S.C., Muthu M. et al. 2023. Review of harmful algal blooms (HABs) causing marine fish kills: toxicity and mitigation. Plants 12(23): 3936. DOI: 10.3390/plants12233936

Oksiuk O.P. 1993. Comprehensive ecological classification of land surface water quality. Hydrobiological Journal 29(4): 62–76. (in Russian)

Oskarsson G.J., Ólafsdóttir S.R., Sigurdsson P. et al. 2018. Observation and quantification of two incidents of mass fish kill of Icelandic summer spawning herring (Clupea harengus) in the winter 2012/2013. Fisheries Oceanography 27(4): 302–311. DOI: 10.1111/fog.12253

Overstreet R.M. 2021. Parasitic diseases of fishes and their relationship with toxicants and other environmental factors. In: Pathobiology of marine and estuarine organisms. CRC press, pp. 111–156.

Plotnikov G.K. 2017. Collection of classical methods of hydrobiological research for use in aquaculture. Daugavpils University Academic Press “Saule”, pp. 69–114 (in Russian)

Popovic N.T., Kazazic S.P., Barisic J. et al. 2019. Aquatic bacterial contamination associated with sugarplant sewage outfalls as a microbial hazard for fish. Chemosphere 224: 1–8. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.110

Ramachandra T.V, Sincy V., Asulabha K.S. et al. 2016. Recurring fish mortality episodes in Bangalore lakes: sign of irresponsible and fragmented governance. ENVIS Technical Report 105, Energy & Wetlands Research Group, CES, IISc, Bangalore, India.

San Diego-McGlone M.L., Yniguez A.T., Benico G. et al. 2024. Fish kills related to harmful algal bloom events in Southeast Asia. Sustainability 16(23): 10521. DOI: 10.3390/su162310521

Serra T., Soler M., Colomer N.P.J. et al. 2019. Daphnia magna filtration, swimming and mortality under ammonium, nitrite, nitrate and phosphate. Science of The Total Environment 656: 331–337. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.382

Sevrin-Reyssac J., Pletikosic M. 1990. Cyanobacteria in fish ponds. Aquaculture 88(1): 1–20. DOI: 10.1016/0044-8486(90)90315-E

Soler P., Faria M., Barata C. et al. 2021. Improving water quality does not guarantee fish health: Effects of ammonia pollution on the behaviour of wild-caught pre-exposed fish. PLoS One 16(8): e0243404. DOI: 10.1371/journal.pone.0243404

Sukhovilo N., Novik A., Vezhnavets V. 2024. Climate Change Affects the Vulnerability of Belarusian Lakes to External Impact. Limnological Review 24(3): 266–281. DOI: 10.3390/limnolrev24030016

Svobodova Z., Lloyd R., Machova J. et al. 1993. Water quality and fish health. The Food and Agriculture Organization. Rome: FAO.

Ting C.C., Chen Y.C. 2024. Forecasting fish mortality from water and air quality data using deep learning models. Journal of Environmental Quality 53(4): 482–491. DOI: 10.1002/jeq2.20574

Vezhnavets V.V. 2024. Zooplankton condition in lakes of Belarus under climate change. Inland Water Biology 17(1): 162–173. DOI: 10.1134/S1995082924010176

Wallace R.B., Gobler C.J. 2021. The role of algal blooms and community respiration in controlling the temporal and spatial dynamics of hypoxia and acidification in eutrophic estuaries. Marine Pollution Bulletin 172: 112908. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112908

Yniguez A.T., Ottong Z.J. 2020. Predicting fish kills and toxic blooms in an intensive mariculture site in the Philippines using a machine learning model. Science of The Total Environment 707: 136173. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136173

The effect of short-term exposure to water extract of phycobiliproteins on adult Pacific oysters (*Magallana gigas*)

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Podolskaya M.S.[1]*, Tkachuk A.A.[1], Parfenov V.V.[2], Kukhareva T.A.[1], Borovkov A.B.[3], Andreyeva A.Yu.[1]

[1] *Laboratory of Ecological Immunology of Aquatic Organisms, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Moscow, 119991, Russia*
[2] *Information Technology and Information Security Department, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Moscow, 119991, Russia*
[3] *Department of Biotechnology and Phytoresources, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Moscow, 119991, Russia*

ABSTRACT. In the context of the rapid development of Russian aquaculture for bivalve mollusks in the 21st century, it has become crucial to develop technologies that aim to minimize stress levels and enhance the resistance of oysters against diseases and parasitic infections in hatcheries. This research investigated the effect of an aqueous extract of phycobiliproteins (CBP), derived from the blue-green alga *Spirulina platensis*, at concentrations ranging from 2 to 200 μg/mL on adult Pacific oysters (*Magallana gigas*) for 24-48 hours. Using flow cytometry, we assessed the cellular composition of oyster hemolymph, apoptosis induction in hemocytes, and their metabolic activity. Furthermore, oyster mortality and respiratory activity have been evaluated throughout the experiment. The findings revealed that the highest extract concentration (200 μg/ml) decreased hemocyte metabolic activity and reduced the relative proportion of granulocytes within the oyster hemolymph. At the same time, there was no significant difference in the proportion of apoptotic hemocytes between the experimental and control groups. The survival rate of mollusks in the experiment was 100%, indicating that the extract may be relatively safe for these organisms. These findings suggest that the extract could be used as a basis for the development of functional feeds based on spirulina derivatives, which could increase resistance and reduce stress in oysters during cultivation in aquaculture nurseries.

Keywords: phycobiliproteins, Pacific oyster, hemocytes, respiratory rate, metabolic activity, apoptosis

For citation: Podolskaya M.S., Tkachuk A.A., Parfenov V.V., Kukhareva T.A., Borovkov A.B., Andreyeva A.Yu. The effect of short-term exposure to water extract of phycobiliproteins on adult Pacific oysters (*Magallana gigas*) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 713-728. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-713

1. Introduction

Global and Russian aquaculture have demonstrated rapid growth in the 21st century (FAO, 2024). Given that Russian territory is surrounded by 13 seas and encompasses approximately 523 000 km of rivers and over 170 000 hectares of marine and freshwater lakes, aquaculture is essential component of sustainable development and a key element of food security (Kolonchin et al., 2023). Between 2002 and 2021, the total annual growth rate of fish and shellfish production in Russia was 58.2% (Kolonchin et al., 2023). The Pacific oyster (*Magallana gigas* (Thunberg, 1793)), a commercially important bivalve species, has been introduced into the Black Sea for farming purposes (FAO, 2020; Lisitskaya and Shchurov, 2024). However, local production of oyster spat in Russia remains limited and largely dependent on imports. With the emphasis on the development of bivalve aquaculture, it is crucial to optimize broodstock conditioning techniques in hatcheries in order to address significant issues related to health, survival, disease vulnerability, and reproductive performance.

Efforts to improve bivalve breeding and spawning in hatcheries typically involve the implementation of feeding and conditioning strategies (Citarasu, 2010; Ringø, 2020; Elumalai et al., 2020). Current trends in health-promoting tools for aquaculture focus on envi-

*Corresponding author.
E-mail address: podolskaya_m99@bk.ru (M.S. Podolskaya)

Received: July 30, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

ronmentally friendly alternatives to traditional antibacterial and antifungal chemicals (Vijayaram et al., 2022; Ahmed et al., 2025). Microalgae are a significant source of biologically active substances that are extensively used in fish and shellfish farming. The inclusion of microalgae-derived products as feed additives has been shown to exhibit antimicrobial activity, enhance antioxidant and immune system functions in commercially valuable species (Vijayaram et al., 2022). Phycobiliproteins (CBPs) extracted from the cyanobacterium spirulina (*Arthrospira (Spirulina) platensis* Gomont, 1892) exhibit a wide range of health-promoting characteristics and has significantly contributed to the development of the aquaculture feed industry (Chen et al., 2014; Finamore et al., 2017; Cardoso et al., 2022; Prates, 2025). Biabani Asrami et al. (2019) demonstrated that the addition of 0.15% phycocyanin to the diet improved the growth rate, weight, and length of the guppy (*Poecilia reticulata* Peters, 1859). The addition of phycocyanin at a concentration of 150 mg/kg was found to enhance the survival and non-specific immune response of carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) infected with *Aeromonas hydrophila* (Chester, 1901) Stanier, 1943 (Muchtar et al., 2019; Yusoff et al., 2020). Similarly, phycocyanin has been shown to improve the immune and antioxidant response of whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931)), demonstrating its potential to regenerate tissues and reduce mortality caused by disease (Ahmed et al., 2025). Considering the bivalves, biologically active compounds derived from spirulina have been tested successfully in laboratory settings and seem to be an attractive option for preventing disease outbreaks and improving the health on farms (Arney et al., 2015; Willer et al., 2020). However, further research is needed to determine the potential and explore toxic effects of bioactive compounds derived from spirulina including CPBs on commercially important bivalve species. Therefore, the purpose of this research was to assess the functional responses of adult Pacific oysters (*M. gigas*), when exposed to a potential feed additive – aqueous extract of phycobiliproteins derived from *A. platensis*.

2. Material and methods

2.1. Test substance

Aqueous extract of CBP was prepared from biomass of *A. platensis*. Spirulina was cultivated on Zarukk medium in open tanks. To rapidly extract pigments, distilled water was added to the biomass and the freezing-thawing cycle was repeated twice. The pigments were then extracted in cold distilled water (5°C) for 24 h. The extract was separated from the biomass by centrifugation (Eppendorf 5430R, Germany, at 6000 rpm for 10 min) and stored at -18°C in the dark. The concentration of pigments in the extract was determined spectrophotometrically (UV-2600i spectrophotometer, Shimadzu Corporation, Japan) at wavelengths 400-800 nm. Optical density was measured at the absorption maxima of R-phycocyanin (615 nm), C-phycocyanin (620 nm) and allophycocyanin (650 nm), and at 750 nm for estimating nonspecific absorption of the solution. The concentration of the pigments was calculated using the following formula (Stadnichuk, 1990):

$$\text{C-CBP} = 0.166 \times D_{620} - 0.091 \times D_{650},$$

where D is the optical density values for the corresponding wavelengths.

The concentration range of CBPs in the extract was 4000 to 4500 μg/mL.

2.2. Animals

For the acute toxicity study, adult Pacific oysters *M. gigas* (5 years old, weighing 72.1 ± 6.2 g, with shell lengths of 10.8 ± 1.9 cm, n = 140), obtained from a commercial shellfish farm located near Sevastopol (44.616014, 33.502248), were used. The oysters were kept in 50-70 L plastic tanks at a temperature of 18-20 °C, pH 8.2, oxygen concentration 7-8 mg/L, salinity 17-18 psu and 12 h light/dark cycle. The oysters were fed with microalgae feed daily (*Tetraselmis viridis* Rouchijajnen, R.E. Norris, Hori, and Chihara (1980), strain IBSS-25, which was provided with the Biotechnology and Phytoresource Department at the Federal Research Center IBSS). The feed was offered in equal proportions (10^9 microalgae cells per day per animal). The oysters were acclimated for one week prior to the start of experiments. Throughout the acclimation period and experimental stages, two-thirds of the water in the tanks was refreshed daily to ensure complete metabolic waste removal.

2.3. Treatment

In an experiment to determine the safe range of concentrations for CBPs, aqueous extract was added to tanks containing oysters (n = 70). The final concentrations of the extract used were 2 μg/mL, 20 μg/mL, and 200 μg/mL. The range of concentrations used in this experiment was based on previous studies that did not find any adverse effects from the extract up to a concentration of 200 000 ppm (Soni et al., 2010). Oysters were observed for signs of death for 24-48 h, and their functional parameters were also assessed. A control group was maintained in a tank without any extract.

2.4. Parameters investigated

Oysters were observed twice daily for mortality during the course of the experiment. At the end of the 24-h and 48-h periods, respiratory rate, hemocyte parameters, and cellular composition of hemolymph were assessed for each experimental group. Hemocyte suspensions were prepared using the method described previously by Andreyeva et al. (2021a). Approximately 1.0-2.0 mL of hemolymph was collected from each oyster's cardiac sinus using a sterile syringe. Two oysters' hemolymph samples were pooled, resulting in a total of 10 samples, which were centrifuged at 500 x g for 5 min at (+10 °C). The resulting cell pellets were resuspended in sterilized filtered seawater to obtain a hemocyte concentration between $2–4 \times 10^7$ cells/mL. As hemocytes are adhesive cells (Chen and Bayne, 1995), the samples were kept at +4°C to prevent clumping

before analysis. Microscopic observations of the hemocytes were performed using a light microscope Olympus CX-43 (Japan).

2.4.1. Flow cytometry

The functional characteristics of hemocytes and the cellular composition of hemolymph were evaluated using flow cytometry. The measurements were carried out using a MACS Quant flow cytometer (Miltenyi Biotech, Germany), and the data were processed using the manufacturer's proprietary software, MACSQ Quantify™. For each sample, a total of 10 000 events were analyzed, and all measurements were repeated three times.

The cellular composition of hemolymph was determined using SYBR Green I, a membrane-permeable fluorescent dye that binds to double-stranded DNA. A volume of 500 μL of hemocyte suspension was incubated with a solution of SYBR Green I at a final concentration of 0.01 M for 30 min in the dark at 4 °C before flow cytometric analysis. After staining, the hemocytes were directly analyzed using a flow cytometer. Intact hemocytes that had been stained with SYBR Green I and exhibited high green fluorescence were distinguished from cell debris with lower fluorescence (see Fig. 1a). Two-parameter cytograms were created based on the forward scatter (FSC) and side scatter (SSC) characteristics of SYBR Green I-positive cells. The results were presented as the relative proportion of granulocytes, agranulocytes, and hyalinocytes compared to the total number of cells (see Fig. 1b).

The metabolic activity of hemocytes was assessed by measuring the activity of non-specific esterases using the lipophilic substrate fluorescein diacetate (FDA), as described by Xian et al. (2021). Hemocyte suspensions were incubated with 5 μM FDA for 15 min at room temperature in the dark. After incubation, the fluorescence of cells was measured using the FL1 channel of a flow cytometer and expressed as the average fluorescence intensity of FDA in arbitrary units (A.U.) to determine metabolic activity.

The apoptosis of hemocytes was analyzed using the Annexin V-FITC/PI apoptosis detection kit (Invitrogen) as previously described by Xian et al. (2021). Briefly, hemocyte suspensions were prepared and incubated in Annexin V binding buffer. Then, 500 μL of the suspension was stained with 5 μL of Annexin V-FITC and 10 μL of a 50 μg/mL PI working solution for 15 min in the dark. Following this, Annexin binding buffer was added to each sample, and cells were immediately analyzed using flow cytometry. Hemocytes that stained positively for Annexin V but negatively for PI were considered undergoing apoptosis. Cells positive for both Annexin and PI were at the final stages of apoptosis or had undergone necrosis. Cells negative for both probes were classified as alive.

2.4.2. Respiratory rate

Respiratory rate (RR) measurements were conducted using acrylic chambers (1 L each), into which one oyster was placed. Each chamber was fitted with a pump and oxygen sensor (MARK-302Oximeter, Russia), which monitored oxygen concentration within the chamber. The pump operated continuously to ensure homogeneity of water within the chamber and near the oxygen sensor. The chambers were gradually and completely filled with water from designated tanks, ensuring that bubbles were avoided. Oysters used in the study (n = 10) were carefully transferred into the chambers. All measurements were taken 1 h after transferring the oysters into the respiration chambers, and were repeated three times. Oxygen concentrations were monitored over a 1-hour period. Control measurements without the presence of mollusks were conducted at the beginning and end of each series of RR measurements. RR was calculated using equation and were expressed as mg O_2 g dry weight^{-1} h^{-1}:

$$RR = (C_2 - C_1) \cdot V/t/Wdw,$$

where, C_1 and C_2 - initial and final oxygen concentration in the chamber (mg/L); V - chamber volume (L), t - period of measurement (h), Wdw - dry tissue weight (g)

2.5. Statistical analysis

Statistical analysis was performed in GraphPad Prism version 9 (GraphPad Software, USA). All the data were expressed as mean ± S.E. (n = 10) unless other is stated. The homogeneity of variances was checked with

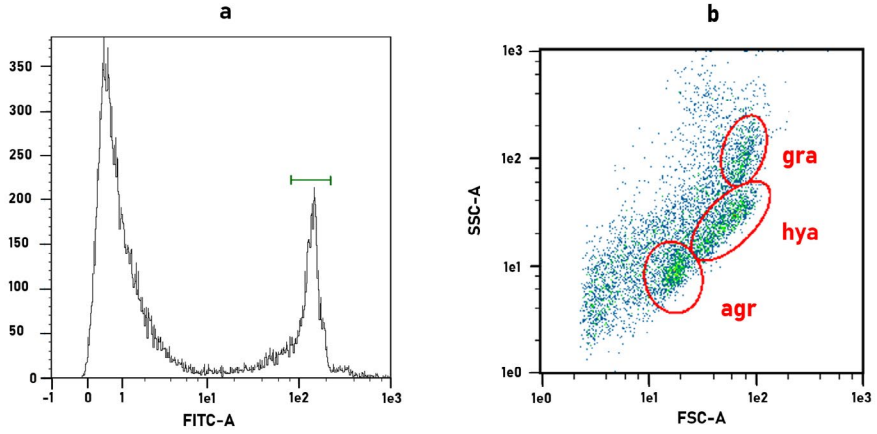


Fig.1. Hemolymph cellular composition of the Pacific oyster *M. gigas*: a – Distinguishing hemocytes from cell debris based on DNA-content. b – FSC-SSC dot plot of hemocytes: agranulocytes, hyalinocytes, granulocytes.

Levene's test and the significant differences among the control and experimental groups were subjected to two-way analysis of variance (two-way ANOVA) followed by Dunnet multiple range test. Statistically significant difference was designated at $p < 0.05$.

3. Results

3.1. Survival and Respiratory rate

The survival rate of oysters in the experiment was 100 %.

There were treatment-related changes in respiration in adult oysters exposed to aqueous extract of CBP (Fig. 2). Statistically significant increases in RRs were observed when comparing the control group and the treated group. Oxygen consumption showed a dose- and time-dependent response during the experiment, as indicated by a two-way analysis of variance (ANOVA) test. Mean RR increased by 227% and 182%, respectively, in oysters treated with 2 μg/mL and 20 μg/mL extracts after 24 h and 48 h of exposure. Additionally, a further increase of 275% and 262%, respectively, was observed at 48-hour incubation periods with 200 μg/mL. The highest level of RR was found in oysters exposed to the highest concentration of extract (200 μg/mL) for 24 h.

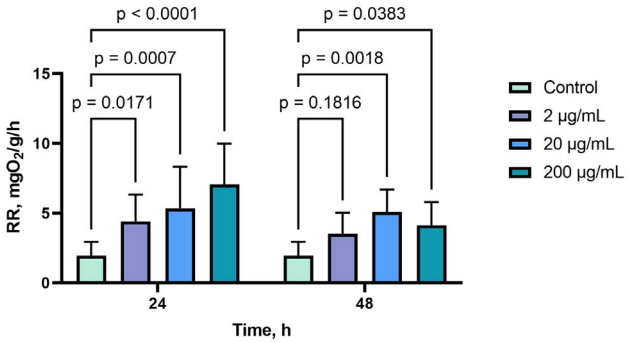


Fig.2. Respiration rates (in mg O_2 g dry weight^{-1} h^{-1}) of *M. gigas* upon exposure to different concentrations of aqueous extract of CBP. Bars represent standard errors of the mean of 10 individuals. Brackets represent differences among hemocyte subpopulations within each column (two-way ANOVA, $p < 0.05$).

3.2. Hemolymph cellular composition

Three distinct morphological populations (agranulocytes, hyalinocytes, and granulocytes) were identified based on their relative size (forward scatter (FSC) values) and granularity (side scatter (SSC) values) (Andreyeva et al., 2021a) (Fig. 1). Granulocytes constituted the majority of hemocytes in oyster hemolymph, accounting for 50–65% of the total cell count. Hyalinocytes and agranular cells represented 18–33% and 16–18%, respectively, of circulating hemocytes. The relative abundance of granulocytes in oysters decreased after exposure to 20 μg/mL of CBP extract for 48 h (Fig. 3c). Concomitantly, there was a significant increase in the relative number of hyalinocytes (Fig. 3b). A high concentration of the extract caused a reduction in granulocyte numbers and an increase in both agranular cell types (agranulocytes and hyalinocytes) in hemolymph.

3.3. Metabolic activity

The metabolic activity of hemocytes in oysters was significantly lower after exposure to high concentrations (200 μg/mL) of CBP extract for 24-48 h compared to control groups. Also, significantly lower levels of FDA fluorescence were observed after 48 hours of exposure to 20 μg/mL of the extract ($p < 0.05$) (Fig 4).

3.4. Apoptosis

In the control group of oysters, *M. gigas*, the percentage of apoptosis-induced hemocytes was less than 5%. No significant effects of the CBP extract on the number of apoptosis cells in the hemolymph of the oysters was observed (Fig. 5).

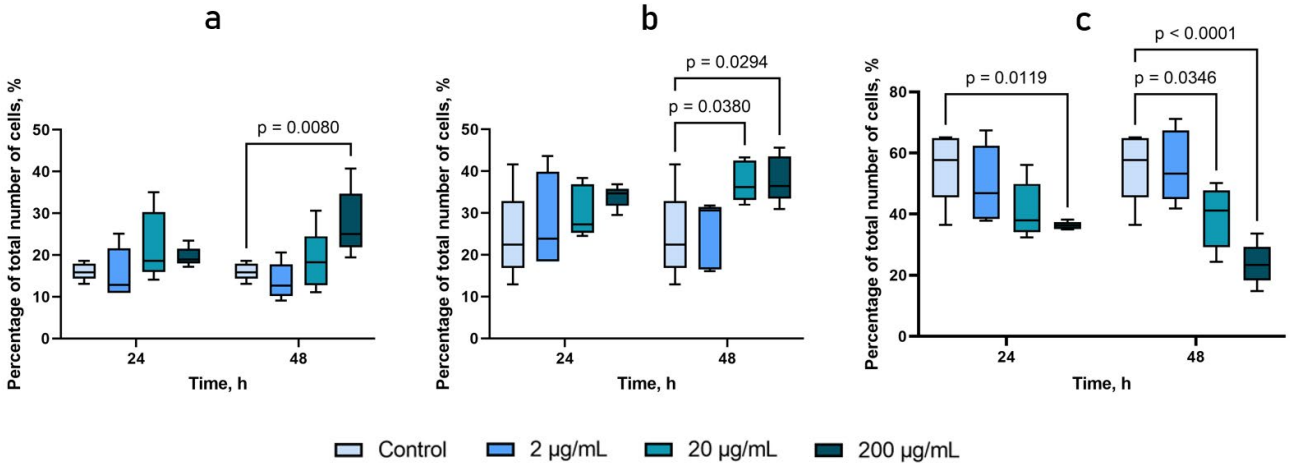


Fig.3. Percentage of agranulocytes (a), hyalinocytes (b) and granulocytes (c) (mean ± S.E.) in hemolymph of *M. gigas* exposed to different concentrations of aqueous extract of CBP. Brackets represent differences among hemocyte subpopulations within each column (two-way ANOVA, $p < 0.05$, $n = 10$).

4. Discussion

The results of the current study indicate a relatively low level of acute toxicity of the aqueous extract of CBP in adult Pacific oyster populations. Specifically, there was no mortality observed in any of the experimental groups throughout the duration of the study. Additionally, the average respiratory rate (RR) of oysters increased across all concentrations tested, and a clear dose- and time-response relationship was observed. In previous studies, it has been established that the respiratory rate in oysters is linked to their feeding activity and metabolic processes due to their filter-feeding behavior (Sobral and Widdows, 1997). Furthermore, the addition of feeding supplements to the diet has been shown to influence the oxygen consumption rate of aquatic organisms (Bayne and Newell, 1983; Dawood et al., 2018; Shi et al., 2023). Although we did not evaluate filtration activity of oysters in the present experiment, we may suppose that increased RR observed in all experimental groups are in line with these studies and indicate intensive consumption of the extract by oysters. While *A. platensis* may not be a natural food source for oysters, it is widely used as a feed additive or main component in feeds for various aquatic organisms, including invertebrates (Ragaza et al., 2020; Alagawany et al., 2021). Furthermore, microscopic examination of hemocytes from oysters exposed to various concentrations of the extract revealed that hemocytes actively engulfed particles of the extract (Fig. 6). In addition to their involvement in the immune system, bivalve hemocytes also play a role in feeding and nutrient transfer within organisms (Huiping, 2021; De la Ballina et al., 2022).

On the other hand, an increased oxygen uptake rate may also be linked to stress caused by toxic exposure (Sokolova, 2004; Kamermans and Saure, 2022). However, 100% survival of oysters during the experiment suggests that increased RR in the current study was a sign of increased intake of the extract by oysters. Therefore, based on these results and the presence of CBPs in hemocytes, it can be concluded that rapid increase in RR after exposure to the aqueous extract occurred due to enhanced filtration activity of the oysters. The last one has increased due to the presence of suspended organic matter in the water.

The results of the current study also demonstrated low cytotoxicity of the aqueous extract of CBP on hemolymph cells in oysters. The cellular composition of hemolymph was significantly altered after exposure of the oysters to medium and high concentrations of CBP extract (20-200 μg/mL) for 48 h. A reduction in the percentage of granulocytes was associated with an increase in the relative number of agranulocytes and hyalinocytes. Environmental stress often results in significant shifts in the cellular composition of the hemolymph in bivalve mollusks (Matozzo and Marin, 2011; Andreyeva et al., 2021a; Andreyeva et al., 2021b; Andreyeva et al., 2024). Fluctuations in the ratio of subpopulations of hemocytes within the hemolymph of bivalve species may occur due to alterations in hematopoietic activity, death of hemocytes resulting from general intoxication, and migration of hemocytes to tissues (Song et al., 2010). The duration of the

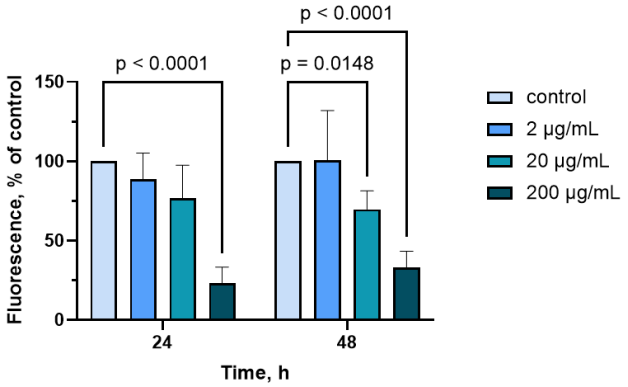


Fig.4. Effect of aqueous extract of CBP on metabolic activity of hemocytes in oysters *M.gigas.* Bars represent standard errors of the mean of 10 individuals. Brackets represent differences among hemocyte subpopulations within each column (two-way ANOVA, $p < 0.05$, $n = 10$).

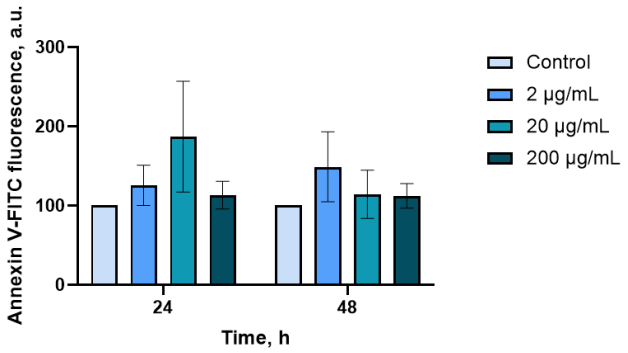


Fig.5. Level of apoptosis in hemocytes of *M.gigas* oysters during incubation with an aqueous extract of CBP. Bars represent standard errors of the mean of 10 individuals.

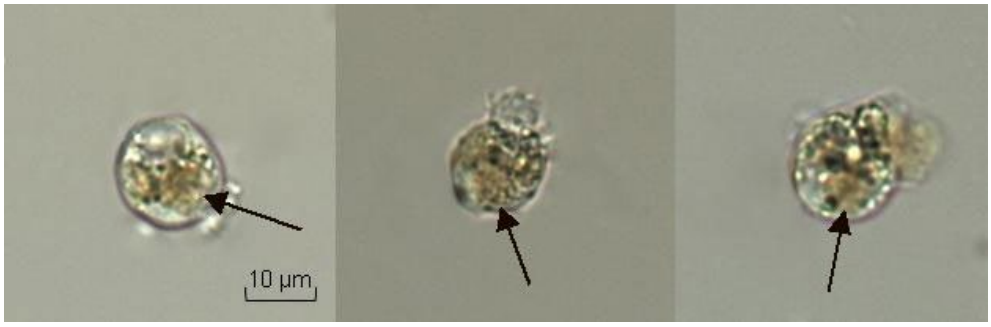


Fig.6. *M. gigas* hemocytes phagocytize particles of the CBP extract suspension. Arrows show particles of the extract.

experimental period (24-48 hours) was not sufficient to observe changes in hemopoiesis in oysters (Jemaà et al., 2014). Therefore, an increase in granulocyte percentage in oyster hemolymph after 48 h of exposure to CBP extract is unlikely to be due to hemocyte proliferation. Similarly, hemocyte death can be excluded since we did not observe significant changes in the percentage of dead hemocytes (as determined by the protocol for detection of apoptosis, data not shown) in the samples. The lower percentage of granulocytes in the hemolymph may be due to their migration to tissues, resulting in a decrease in their number in circulating hemolymph. Recent studies have shown that hemocytes migrate to tissues to carry out immune and detoxification functions, and granulocytes, as the main immune effector cells, are more capable of migration compared to agranular hemocytes (Huang et al., 2018; Gerdol et al., 2018). With regard to the decrease in granulocyte percentage in the hemolymph of oysters exposed to high concentrations of the extract (200 μg/mL), it is likely that excessive concentrations of CBPs have enhanced filter-feeding and hemocyte migration to the mantle and gills due to the accumulation of microparticles of spirulina in these areas.

In this study, the metabolic activity of hemocytes was observed to decrease with the administration of high concentrations of the extract, as shown in Fig. 4. Significant loss of FDA fluorescence was observed after 24 h of exposure to 200 μg/mL of the extract, and following 48 h of exposure at concentrations ranging from 20 to 200 μg/mL. Cytoplasmic non-specific esterases play a role in the process of intracellular killing of foreign agents by hemocytes (Beckmann et al., 1992; Renault, 2015). Therefore, it could be hypothesized that the excessive administration of CBP aqueous extract decreased the levels of hemocyte metabolic activity due to the inhibition of these cellular immune mechanisms. The decrease in FDA fluorescence in hemocytes exposed to higher concentrations of the extract may be linked to a general inhibition of pathogen killing and suppression of cellular immunity in these cells. Similar disruptions in hemocyte function, including a decrease in their metabolic activity and an accumulation of markers of cellular damage (apoptosis), were observed in *M. gigas* hemocytes after exposure to various organic pollutants (insecticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, etc.) (Gagnaire et al., 2006; Chong, 2022; Alesci et al., 2023). Comparing these results with those obtained in this study, we can conclude that high concentrations of the aqueous extract of CBP (200 μg/mL) did not induce apoptosis in oyster hemocytes. Therefore, we may conclude that the aqueous extract of CBP demonstrates relatively low cytotoxicity towards oyster hemocytes, however high concentrations (200 μg/mL) are excessive and may decrease general health-promoting effects for oysters while used in hatcheries.

In conclusion, the findings of this study indicate that the aqueous extract of CBP is safe for adult oysters as no signs of apoptosis were observed in the hemolymph of all experimental groups, and total survival was maintained for a 48-hour period. Respiratory rates in the oysters increased as CBP concentration increased in the water. However, high concentrations of the extract (200 μg/mL) suppressed the metabolic activity of oyster hemocytes and decreased the percentage of granulocytes, the major immune effector cells, in the hemolymph after a 24-48 hour exposure period. Therefore, it is recommended that the extract be used at concentrations below 200 μg/mL in future studies to avoid adverse effects on the oyster organism. This preliminary study is the first of its kind and provides a new perspective on the potential use of CBP aqueous extract from *A. platensis* as a dietary supplement for enhancing the disease resistance and overall health of oysters. Further evaluation of the direct effects of the extract on oysters is needed to significantly improve the efficacy of oyster conditioning in hatcheries and its use in aquaculture.

Acknowledgements

The present study was funded by grant RSF № 24-16-00245 "Evaluation of the immunomodulatory and antioxidant properties of an aqueous extract of phycobiliproteins (C-phycocyanin, B-phycoerythrin), a promising feed additive for the Pacific oyster *Magallana gigas*".

The work was carried out at the Center for Collective Use "Spectrometry and Chromatography" IBSS of RAS.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Ahmed R.A., Jastaniah S.D., Alaidaroos B.A. et al. 2025. Effects of dietary *Spirulina platensis* supplementation on growth performance, whole body composition, antioxidant activity, histological alterations, and resistance to *Vibrio parahaemolyticus* in Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. Aquaculture Reports 40: 102606. DOI: 10.1016/j.aqrep.2024.102606

Alagawany M., Taha A.E., Noreldin A. et al. 2021. Nutritional applications of species of *Spirulina* and *Chlorella* in farmed fish: A review. Aquaculture 542: 736841. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2021.736841

Alesci A., Di Paola D., Fumia A. et al. 2023. Internal defense system of *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819): Ecological Role of Hemocytes as Biomarkers for Thiacloprid and Benzo[a]Pyrene Pollution. Toxics 11(9): 731. DOI: 10.3390/toxics11090731

Andreyeva A.Y., Kladchenko E.S., Vyalova O.Y. et al. 2021. Functional characterization of the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas* (Bivalvia: Ostreidae), hemocytes under normoxia and short-term hypoxia. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 21(3): 125-133. DOI: 10.4194/1303-2712-v21_3_03

Andreyeva A.Y., Kladchenko E.S., Kukhareva T.A. 2021. Shift in functional and morphological parameters of the Pacific oyster hemocytes after exposure to hypoxia. Regional Studies in Marine Science 48: 102062. DOI: 10.1016/j.rsma.2021.102062

Andreyeva A.Y., Kukhareva T.A., Gostyukhina O.L. et al. 2024. Impacts of ocean acidification and hypoxia on cellular immunity, oxygen consumption and antioxidant status in Mediterranean mussel. Fish & Shellfish Immunology 154: 109932. DOI: 10.1016/j.fsi.2024.109932

Arney B., Liu W., Forster I.P. et al. 2015. Feasibility of dietary substitution of live microalgae with spray-dried *Schizochytrium sp*. or Spirulina in the hatchery culture of juveniles of the Pacific geoduck clam (*Panopea generosa*). Aquaculture 444: 117-133. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2015.02.014

Asrami M., Sudagar M., Shahraki N. et al. 2019. Effect of extracted phycocyanin from *Spirulina platensison* growth parameters, colorations, digestive enzymes and body chemical compositions of Guppy fish (*Poecilia reticulata*). Journal of Survey in Fisheries Sciences 6: 21-34. DOI: 10.18331/SFS2019.6.1.1

Bayne B.L., Newell R.C. 1983. Physiological energetics of marine molluscs. The Mollusca 4: 407-515. DOI: 10.1016/B978-0-12-751404-8.50017-7

Beckmann N., Morse M.P., Moore C.M. 1992. Comparative study of phagocytosis in normal and diseased hemocytes of the bivalve mollusc *Mya arenaria*. Journal of Invertebrate Pathology 59(2): 124-132. DOI: 10.1016/0022-2011(92)90022-V

Cardoso L.G., Lemos P.V.F., de Souza C.O. et al. 2022. Current advances in phytoremediation and biochemical composition of *Arthrospira* (*Spirulina*) grown in aquaculture wastewater. Aquaculture Research 53(14): 4931-4943. DOI: 10.1111/are.15996

Chen J.H., Bayne C.J. 1995. Bivalve mollusc hemocyte behaviors: characterization of hemocyte aggregation and adhesion and their inhibition in the California mussel (*Mytilus californianus*). The Biological Bulletin 188(3): 255-266. DOI: 10.2307/1542303

Chen H.W., Yang T.S., Chen M.J. et al. 2014. Purification and immunomodulating activity of C-phycocyanin from *Spirulina platensis* cultured using power plant flue gas. Process Biochemistry 49(8): 1337-1344. DOI: 10.1016/j.procbio.2014.05.006

Chong R.S.M. 2022. Molluscan immunology. Aquaculture Pathophysiology 57: 383-392. DOI: 10.1016/B978-0-323-95434-1.00057-7

Citarasu T. 2010. Herbal biomedicines: a new opportunity for aquaculture industry. Aquaculture International 18(3): 403-414. DOI: 10.1007/s10499-009-9253-7

Dawood M.A., Koshio S., Esteban M.A. 2018. Beneficial roles of feed additives as immunostimulants in aquaculture: a review. Reviews in Aquaculture 10(4): 950-974. DOI: 10.1111/raq.12209

De la Ballina N.R., Maresca F., Cao A. et al. 2022. Bivalve haemocyte subpopulations: a review. Frontiers in immunology 13: 826255. DOI: 10.3389/fimmu.2022.826255

Elumalai P., Kurian A., Lakshmi S. et al. 2020. Herbal immunomodulators in aquaculture. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 29(1): 33-57. DOI: 10.1080/23308249.2020.1779651

Finamore A., Palmery M., Bensehaila S. et al. 2017. Antioxidant, immunomodulating, and microbial-modulating activities of the sustainable and ecofriendly spirulina. Oxidative medicine and cellular longevity 2017(1): 3247528. DOI: 10.1155/2017/3247528

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020. The state of world fisheries and aquaculture 2020: Sustainability in action. Rome: FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2024. The state of world fisheries and aquaculture 2024: Blue transformation in action. Rome: FAO.

Gagnaire B., Thomas-Guyon H., Burgeot T. et al. 2006. Pollutant effects on Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), hemocytes: screening of 23 molecules using flow cytometry. Cell biology and toxicology 22(1): 1-14. DOI: 10.1007/s10565-006-0011-6

Gerdol M., Gomez-Chiarri M., Castillo M.G. et al. 2018. Immunity in molluscs: recognition and effector mechanisms, with a focus on bivalvia. In: Edwin L.(Ed.), Advances in Comparative Immunology. Springer Cham, pp. 225-341. DOI: 10.1007/978-3-319-76768-0_11

Huang J., Li S., Liu Y. et al. 2018. Hemocytes in the extrapallial space of *Pinctada fucata* are involved in immunity and biomineralization. Scientific Reports 8(1): 4657. DOI: 10.1038/s41598-018-22961-y

Huiping Y. 2021. Immunological assays of hemocytes in molluscan bivalves as biomarkers to evaluate stresses for aquaculture. In: Proceedings of the 47th UJNR. Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency, pp. 31-45.

Jemaà M., Morin N., Cavelier P. et al. 2014. Adult somatic progenitor cells and hematopoiesis in oysters. Journal of Experimental Biology 217(17): 3067-3077. DOI: 10.1242/jeb.106575

Kamermans P., Saure C. 2022. Interacting climate change effects on mussels (*Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*) and oysters (*Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*): experiments for bivalve individual growth models. Aquatic Living Resources 35: 1. DOI: 10.1051/alr/2022001

Kolonchin K.V., Truba M.A., Kuzicheva N.Y. 2023. Trends in the development of aquaculture in Russia: prospects for qualitative improvement of food security and sustainable growth of the industry's economic potential. Food policy and security 10(3): 533-546. DOI: 10.18334/ppib.10.3.118265

Lisitskaya E.V., Shchurov S.V. 2024. The first record of larval *Crassostrea gigas* (Thunberg 1793) (Bivalvia, Ostreidae) from the Black Sea. Biology Bulletin 51(9): 2688-2692. DOI: 10.1134/S1062359024701516

Matozzo V., Marin M.G. 2011. Bivalve immune responses and climate changes: is there a relationship?. Invertebrate Survival Journal 8(1): 70-77.

Muchtar M., Sukenda S., Nuryati S. et al. 2019. The use of immunostimulant from phycocyanin of Spirulina platensis to control motile aeromonad septicaemia (MAS) disease in common carp *Cyprinus carpio*. Jurnal Akuakultur Indonesia 18(1): 101-109. DOI: 10.19027/jai.18.1.101-109

Prates J.A. 2025. Applications of Bioactive Compounds from Marine Microalgae in Health, Cosmetics, and Functional Foods. Applied Sciences 15(11): 6144. DOI: 10.3390/app15116144

Ragaza J.A., Hossain M.S., Meiler K.A. et al. 2020. A review on Spirulina: alternative media for cultivation and nutritive value as an aquafeed. Reviews in Aquaculture 12(4): 2371-2395. DOI: 10.1111/raq.12439

Renault T. 2015. Immunotoxicological effects of environmental contaminants on marine bivalves. Fish & Shellfish Immunology 46(1): 88-93. DOI: 10.1016/j.fsi.2015.04.011

Ringø E. 2020. Probiotics in shellfish aquaculture. Aquaculture and Fisheries 5(1): 1-27. DOI: 10.1016/j.aaf.2019.12.001

Shi X., Jia Y., Zhang Z. et al. 2023. The effects of Chinese herbal feed additives on physiological health and detoxification ability in the red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, and evaluation of their safety. Aquaculture 569: 739394. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2023.739394

Sobral P., Widdows J. 1997. Influence of hypoxia and anoxia on the physiological responses of the clam *Ruditapes decussatus* from southern Portugal. Marine Biology 127: 455-461. DOI: 10.1007/s002270050033

Sokolova I.M. 2004. Cadmium effects on mitochondrial function are enhanced by elevated temperatures in a marine poikilotherm, *Crassostrea virginica* Gmelin (Bivalvia: Ostreidae). Journal of Experimental Biology 207(15): 2639-2648. DOI: 10.1242/jeb.01054

Song L., Wang L., Qiu L. et al. 2010. Bivalve immunity. Advances in experimental medicine and biology 708: 44-65. DOI: 10.1007/978-1-4419-8059-5_3

Soni B., Visavadiya N.P., Dalwadi N. et al. 2010. Purified c-phycoerythrin: safety studies in rats and protective role against permanganate-mediated fibroblast-DNA damage. Journal of Applied Toxicology 30: 542-550. DOI: 10.1002/jat.1524

Stadnichuk I.N. 1990. Phycobiliproteins. Moscow: Mir Publ.

Vijayaram S., Sun Y.Z., Zuorro A. et al. 2022. Bioactive immunostimulants as health-promoting feed additives in aquaculture: A review. Fish & Shellfish Immunology 130: 294-308. DOI: 10.1016/j.fsi.2022.09.011

Willer D.F., Furse S., Aldridge D.C. 2020. Microencapsulated algal feeds as a sustainable replacement diet for broodstock in commercial bivalve aquaculture. Scientific Reports 10(1): 12577. DOI: 10.1038/s41598-020-69645-0

Xian J.A., Zheng P.H., Lu Y.P. et al. 2021. Flow cytometric analysis of morphologic and immunological characterisation of the tiger shrimp *Penaeus monodon* haemocytes. Aquaculture Reports 20: 100748. DOI: 10.1016/j.aqrep.2021.100748

Yusoff F.M., Banerjee S., Nagao N. et al. 2020. Use of microalgae pigments in aquaculture. In: Jacob-Lopes E. et al. (Eds.), Pigments from Microalgae Handbook. Springer Cham, pp. 471-513. DOI: 10.1007/978-3-030-50971-2_19

Оригинальная статья

Влияние кратковременного воздействия водного экстракта фикобилипротеинов на гигантских устриц (*Magallana gigas*)

Подольская М.С.[1]*, Ткачук А.А.[1], Парфенов В.В.[2], Кухарева Т.А.[1], Боровков А.Б.[3], Андреева А.Ю.[1]

[1] *Лаборатория экологической иммунологии гидробионтов, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН, Москва, 119991, Россия*
[2] *Отдел информационных технологий и информационной безопасности, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН, Москва, 119991, Россия*
[3] *Отдел биотехнологии и фиторесурсов, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН, Москва, 119991, Россия*

АННОТАЦИЯ. В условиях активного развития аквакультурной отрасли в России и мире возрастает потребность в технологиях, которые помогают снизить стресс у устриц и повысить их устойчивость к болезням и паразитам в условиях выращивания в питомниках. В настоящем исследовании изучалось влияние водного экстракта фикобилипротеинов (ФБП) из спирулины *A. platensis* в концентрациях от 2 до 200 мкг/мл на физиологическое состояние взрослых гигантских устриц (*Magallana gigas*) в течение 24–48 часов. С помощью проточной цитометрии анализировали клеточный состав гемолимфы, уровень апоптоза и метаболическую активность гемоцитов. Результаты показали, что максимальная концентрация экстракта (200 мкг/мл) снижала метаболическую активность гемоцитов и уменьшала относительную долю гранулоцитов в гемолимфе устриц. При этом доля гемоцитов в состоянии апоптоза достоверно не отличалась между опытной и контрольной группами, а выживаемость моллюсков в эксперименте составила 100%. Результаты настоящей работы являются основой для разработки функциональных кормов на основе производных спирулины, направленных на повышение резистентности и снижение стрессовой нагрузки у производителей молоди устриц в условиях аквакультуры.

Ключевые слова: фикобилипротеины, гигантская устрица, гемоциты, интенсивность дыхания, метаболическая активность, апоптоз

Для цитирования: Подольская М.С., Ткачук А.А., Парфенов В.В., Кухарева Т.А., Боровков А.Б., Андреева А.Ю. Влияние кратковременного воздействия водного экстракта фикобилипротеинов на гигантских устриц (*Magallana gigas*) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 713-728. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-713

1. Введение

Современное состояние рыболовства и аквакультуры в России и мире характеризуется высокими темпами роста (FAO, 2024). Россия, омываемая 13 морями, имеющая общую протяженность 523 тыс. км рек и более 170 тыс. га зеркал озер, водохранилищ и прудов, обладает высоким потенциалом развития морской и пресноводной аквакультуры (Kolonchin et al., 2023). Согласно опубликованным данным, объемы производства рыбы и других промысловых видов гидробионтов в России в 2002–2021 годах возросли на 58,2% (Kolonchin et al., 2023). Гигантская устрица (*Magallana gigas* (Thunberg, 1793)), была завезена в Черное море и является важным промысловым видом (FAO, 2020; Lisitskaya and Shchurov, 2024). При этом местное производство спата устриц в России остается ограниченным и в значительной степени зависит от импорта. В связи с развитием аквакультуры двустворчатых моллюсков особое значение приобретает совершенствование методов подготовки спата в питомниках, что позволит повысить их здоровье, выживаемость, устойчивость к заболеваниям и репродуктивную способность.

Для повышения эффективности выращивания двустворчатых моллюсков применяют оптимизацию условий содержания, а также различные кормовые добавки (Citarasu, 2010; Ringø, 2020; Elumalai et al., 2020). Современные исследования подчер-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: podolskaya_m99@bk.ru (М.С. Подольская)

Поступила: 30 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

кивают необходимость использования безопасных, экологически чистых и экономически эффективных технологий вместо традиционных антибактериальных и противогрибковых препаратов (Vijayaram et al., 2022; Ahmed et al., 2025). Микроводоросли являются важным источником биологически активных веществ, которые широко применяются в аквакультуре. Включение продуктов, полученных из микроводорослей, в состав кормовых добавок приводит к повышению антимикробной активности, а также способствует усилению антиоксидантной защиты и функций иммунной системы у коммерчески ценных видов (Vijayaram et al., 2022).

Фикобилипротеины (ФБП), выделенные из спирулины (*Arthrospira (Spirulina) platensis* Gomont, 1892), характеризуются широким спектром биологически активных свойств, которые оказывают положительное влияние на здоровье гидробионтов и внесли значительный вклад в развитие индустрии кормов для аквакультуры (Chen et al., 2014; Finamore et al., 2017; Cardoso et al., 2022; Prates, 2025). Biabani Asrami et al. (2019) в своем исследовании сообщили, что диета с добавлением 0,15% фикоцианина, полученного из Spirulina platensis значительно увеличила конечный вес, длину, скорость роста у гуппи (*Poecilia reticulata*) (Asrami et al., 2019). Было выявлено, что добавление фикоцианина в количестве 150 мг/кг корма, улучшило выживаемость и неспецифический иммунный ответ карпа *Cyprinus carpio* при заражении *Aeromonas hydrophila* (Muchtar et al., 2019; Yusoff et al., 2020). У белоногой креветки (*Litopenaeus vannamei*) фикоцианин усиливал иммунную защиту и антиоксидантные реакции, способствуя восстановлению тканей и снижению смертности от инфекций (Ahmed et al., 2025). В отношении двустворчатых моллюсков биологически активные соединения, полученные из спирулины, успешно протестированы в лабораторных условиях и представляются перспективным вариантом для предотвращения вспышек заболеваний и улучшения здоровья в условиях аквакультуры (Arney et al., 2015; Willer et al., 2020).

Однако требуются дополнительные исследования для оценки и изучения возможного токсического действия биоактивных компонентов спирулины, включая ФБП, на коммерчески значимые виды двустворчатых моллюсков. Целью данного исследования являлась оценка функциональных реакций взрослых особей гигантской устрицы (*M. gigas*) при воздействии потенциальной кормовой добавки – водного экстракта фикобилипротеинов, полученных из *A. platensis*.

2. Материалы и методы

2.1. Исследуемое вещество

Водный экстракт ФБП был получен из биомассы цианобактерии *A. platensis*. Микроводоросль выращивали на среде Заррука в открытых бассейнах. Биомассу заливали небольшим количеством воды, после чего дважды повторяли цикл “замораживания-размораживания” для разрушения клеточных мембран, ускоряя, таким образом, экстракцию ФБП. Пигменты экстрагировали холодной дистиллированной водой (5 ˚C) в течение 24 ч. Экстракт отделяли от биомассы путем центрифугирования (центрифуга Eppendorf 5430R, Германия, 6000 об/мин, 10 мин) и хранили в темноте при -18 ˚C. Концентрацию пигментов в экстракте контролировали спектрофотометрически (спектрофотометр UV-2600i, Shimadzu Corporation, Япония) в диапазоне длин волн 400–800 нм. Оптическую плотность измеряли при максимумах поглощения для R-фикоцианина (615 нм), C-фикоцианина (620 нм) и аллофикоцианина (650 нм), а также при 750 нм для оценки неспецифического поглощения раствора. Концентрацию пигментов рассчитывали по формуле (Стадничук, 1990):

$$\text{C-CBP} = 0.166 \times D_{620} - 0.091 \times D_{650},$$

где D — значения оптической плотности для соответствующих длин волн.

Концентрация ФБП в экстракте составляла от 4000 до 4500 мкг/мл.

2.2. Моллюски

Для эксперимента были отобраны взрослые устрицы *Magallana gigas* (5 лет, вес 72.1 ± 6.2 г, длина раковины 10.8 ± 1.9 см, n = 140) на марикультурной ферме в районе г. Севастополя (44.616014, 33.502248). В период акклиматизации к лабораторным условиям моллюсков размещали в аэрируемых аквариумах объемом 50-70 л. В течение 7 дней устрицы находились в условиях, приближенных к естественной среде со следующими параметрами: концентрация кислорода 7-8 мг·л$^{-1}$, pH = 8.2, температура 18-20 ˚C, соленость 17-18 ‰ и 12-часовой цикл свет/темнота. Моллюсков ежедневно кормили смесью микроводорослей *Tetraselmis viridis* (R.E. Norris, Hori & Chihara, 1980) (штамм IBSS-25 из коллекции отдела биотехнологии и фиторесурсов ФИЦ ИнБЮМ). Корм добавляли в равных пропорциях (10^9 клеток микроводорослей в день на одну особь). Перед началом экспериментов устрицы прошли недельную акклиматизацию. Для удаления продуктов метаболизма устриц проводили ежедневную замену не менее 1/3 воды в аквариумах.

2.3. Экспериментальный протокол воздействия

В эксперименте по определению безопасного диапазона концентраций ФБП (фикобилипротеинов) водный экстракт добавляли в резервуары с устрицами (n = 70). Финальная концентрация экстракта ФБП: 2 мкг/мл, 20 мкг/мл и 200 мкг/мл. Устриц подвергали воздействию экстракта в течение 24 ч и 48 ч. Диапазон концентраций, использованных в данном эксперименте, был основан на предыдущих исследованиях, в которых не обнаружено побочных эффектов экстракта вплоть до концентрации 200 000 ppm (Soni et al., 2010). Контрольную группу содержали в резервуаре без экстракта.

2.4. Исследуемые параметры

В ходе эксперимента устриц осматривали дважды в сутки для регистрации смертности. По истечении 24- и 48-часового периодов для каждой экспериментальной группы оценивали: интенсивность дыхания, параметры гемоцитов, клеточный состав гемолимфы. Суспензии гемоцитов готовили по методу, описанному ранее Andreyeva et al. (2021a). Забор гемолимфы (1.0-2.0 мл) проводили в стерильных условиях из сердечного синуса. Пробы гемолимфы объединяли от трех особей. Гемоциты трижды отмывали от плазмы в стерильной морской воде на центрифуге Eppendorf 5430R (500 g, 5 мин, при + 10 ˚C), а затем ресуспендировали в стерильной морской воде (концентрация клеток 2–4·10^7 кл·$мл^{-1}$). Поскольку гемоциты являются адгезивными клетками (Chen and Bayne, 1995), перед анализом пробы хранили при +4 ˚C для предотвращения агрегации. Исследование гемоцитов проводили с использованием светового микроскопа Olympus CX-43 (Япония).

2.4.1. Проточная цитометрия

Для проведения цитометрических исследований показателей клеток использовали проточный цитометр MACSQuant (Miltenyi Biotec, Германия), а данные обрабатывали с использованием программного обеспечения MACSQuantify™. Для каждого образца анализировали 10 000 событий, все измерения повторяли трижды. Клеточный состав гемолимфы определяли методом проточной цитометрии на суспензиях гемоцитов, окрашенных витальным ДНК-красителем SYBR Green I. Образец суспензии гемоцитов объемом 500 мкл инкубировали с раствором SYBR Green I (конечная концентрация 0,01 М) в течение 30 мин в темноте при +4°C. После окрашивания гемоциты анализировали на проточном цитометре. Гемоциты, окрашенные SYBR Green I и демонстрирующие высокий уровень флуоресценции в зеленой области спектра, отделяли от клеточного дебриса с низкой флуоресценцией (Рис. 1а). Далее, частицы, входящие в пик флуоресценции красителя распределяли на двухпараметрических цитограммах с учетом их условного диаметра (FSC - Forward Scatter) и гранулярности (SSC - Side Scatter). Результаты представлены в виде относительной доли гранулоцитов, агранулоцитов и гиалиноцитов от общего числа клеток (Рис. 1б).

Метаболическую активность гемоцитов оценивали путем измерения активности неспецифических эстераз с использованием липофильного субстрата диацетата флуоресцеина (FDA) в соответствии с методикой Xian et al. (2021). Суспензии гемоцитов инкубировали с 5 мкМ FDA в течение 15 мин в темноте при комнатной температуре. После инкубации флуоресценцию клеток измеряли в канале FL1 проточного цитометра и выражали как среднюю интенсивность флуоресценции FDA в условных единицах (у. е.) для определения метаболической активности.

Детекцию апоптотических гемоцитов в гемолимфе определяли при помощи окрашивания суспензий клеток флуоресцентным красителем Annexin-V-FITC (Annexin V-FITC/PI (Invitrogen) по методу Xian et al. (2021). Суспензии гемоцитов готовили и инкубировали в буфере для связывания Annexin V. Затем 500 мкл суспензии окрашивали 5 мкл Annexin V-FITC и 10 мкл рабочего раствора йодистого пропидия (PI) концентрацией 50 мкг/мл в течение 15 мин в темноте. После этого в каждую пробу добавляли буфер для связывания Annexin и немедленно анализировали клетки на проточном цитометре. Клетки, позитивные по Annexin V и негативные по PI, классифицировали как находящиеся в апоптозе. Клетки, позитивные по обоим маркерам, относили к поздней стадии апоптоза или некрозу. Клетки, негативные по обоим маркерам, считали жизнеспособными.

2.4.2. Интенсивность дыхания

Интенсивность дыхания устриц измеряли в двух герметичных камерах объёмом 1.0 л, в каждую из которых помещали по одной особи. Камеры были оснащены насосом и кислородным датчиком (оксиметр MARK-302M, Россия), для контроля уровня растворенного кислорода. Для равномерного распределения кислорода вокруг датчика воду

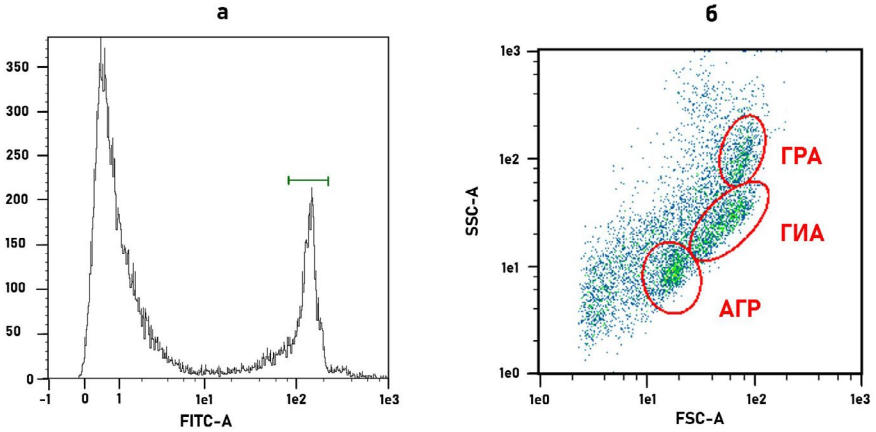


Рис.1. а – гистограмма распределения содержания ДНК в суспензиях гемоцитов. Пик содержания ДНК, соответствующий гемоцитам, выделен зеленым отрезком; б – Распределение гемоцитов устриц по условному диаметру и уровню гранулярности. Субпопуляции гемоцитов выделены красными овалами.

постоянное перемешивали при помощи перистальтического насоса. Камеры заполняли водой из экспериментальных резервуаров, избегая образования пузырьков воздуха. Устриц (n = 10) аккуратно помещали в камеры, после чего выдерживали 1 час для адаптации перед началом измерений. Каждое измерение длилось 1 час и повторялось три раза для каждой группы устриц; проводили две последовательные серии оценок RR. Контрольные замеры концентрации растворенного кислорода в камерах с водой (без устриц) выполняли в начале и конце каждой серии. RR рассчитывали по формуле (1) в мг O_2 на грамм сухого веса ткани в час (мг O_2 $г^{-1}$ DW $ч^{-1}$):

$$RR = (C_2 - C_1)\cdot V/t/W_{dw},$$

где, C_1, C_2 – начальная и конечная концентрация кислорода (мг/л); V – объём камеры (л); t – время измерения (ч); W_{dw} – сухой вес ткани (г).

2.5. Статистический анализ

Для статистической обработки полученных данных использовалось специализированное программное обеспечение GraphPad Prism version 9 (GraphPad Software, USA). Количественные данные в работе представлены как среднее арифметическое значение ± стандартная ошибка среднего. Гомогенность (однородность) дисперсий между группами оценивалась с помощью критерия Левена. В случае соответствия данных критериям нормальности и гомогенности дисперсий, для выявления статистически значимых различий применялся двухфакторный дисперсионный анализ (two-way ANOVA). Для определения значимости различий между конкретными экспериментальными группами и контрольной группой (post-hoc анализ) использовался критерий Даннета. Различия между группами считались статистически значимыми при уровне значимости $p < 0.05$.

3. Результаты

3.1. Выживаемость и интенсивность дыхания

Выживаемость устриц в эксперименте составила 100%.

Воздействие водного экстракта ФБП вызвало дозозависимые изменения частоты дыхания (RR) у взрослых особей (Рис. 2). При сравнении контрольной и опытных групп зафиксировано статистически значимое увеличение RR. Потребление кислорода демонстрировало зависимость от дозы и времени экспозиции (двухфакторный дисперсионный анализ, ANOVA).

После 24 ч воздействия средние значения RR при концентрациях 2 мкг/мл и 20 мкг/мл увеличились на 227% и 182% соответственно, после 48 ч — на 275% и 262% для 200 мкг/мл. Максимальные значения RR зафиксированы у устриц, инкубируемых в течение 24 ч к экстракту в концентрации 200 мкг/мл.

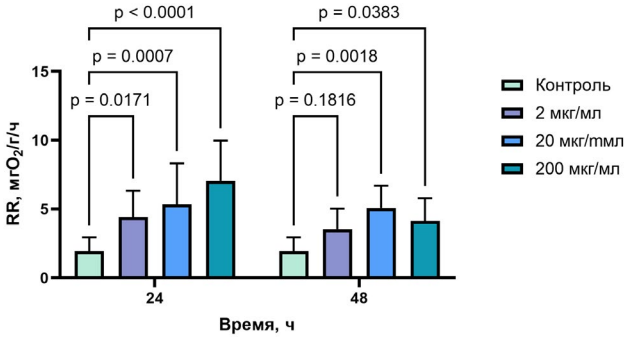


Рис.2. Интенсивность дыхания (мг O_2/г/ч) устриц *M. gigas* при воздействии различных концентраций водного экстракта ФБП. Скобки указывают достоверные различия между группами. Столбцы показывают стандартные ошибки среднего для 10 особей. (двухфакторный ANOVA, $p < 0,05$).

3.2. Клеточный состав гемолимфы

На основе относительного размера (прямое светорассеяние (FSC) и гранулярность (прямое светорассеяние (FSC)) было идентифицировано три морфологически различные популяции клеток (агранулоциты, гиалиноциты и гранулоциты) (Andreyeva et al., 2021a, Рис. 1). Гранулоциты составляли основную долю гемоцитов в гемолимфе устриц — 50–65% от общего количества клеток. Гиалиноциты и агранулоциты представляли 18–33% и 16–18% циркулирующих гемоцитов соответственно. После 48-часовой экспозиции с экстрактом ФБП (20 мкг/мл) относительное содержание гранулоцитов у устриц снизилось (Рис. 3в). Одновременно наблюдалось значительное увеличение доли гиалиноцитов (Рис. 3б). Высокая концентрация экстракта вызвала уменьшение количества гранулоцитов и увеличение обеих агранулярных форм (агранулоцитов и гиалиноцитов) в гемолимфе.

3.3. Метаболическая активность

Метаболическая активность гемоцитов устриц достоверно снижалась после воздействия высоких концентраций экстракта ФБП (200 мкг/мл) в течение 24-48 часов по сравнению с контрольной группой. Также через 48 часов экспозиции с экстрактом в концентрации 20 мкг/мл наблюдалось статистически значимое снижение флуоресценции FDA ($p < 0,05$, Рис. 4).

3.4. Апоптоз

Согласно полученным данным, присутствие экстракта ФБП в воде в течение 24-48 ч не приводило к индукции апоптоза в гемоцитах устриц. Различия в интенсивности флуоресценции клеток между контрольной и опытной группами были недостоверны и носили характер тенденции (Рис. 5).

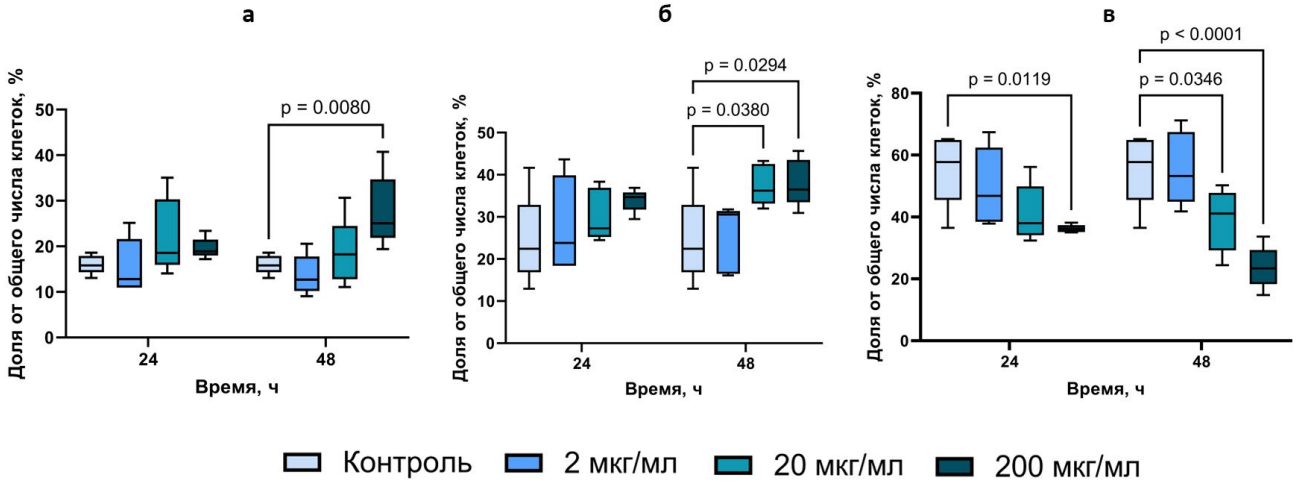


Рис.3. Процент агранулоцитов (а), гиалиноцитов (б) и гранулоцитов (в) (среднее ± S.E.) в гемолимфе *M. gigas* при воздействии различных концентраций водного экстракта ФБП. Скобки показывают различия между субпопуляциями гемоцитов внутри каждого столбца (двухфакторный дисперсионный анализ, $p < 0,05$, $n = 10$).

4. Обсуждение

В результате экспериментов установлено, что экстракт ФБП оказывает влияние на функциональное состояние организма взрослых устриц *M.gigas*. При этом ни одна из выбранных концентраций экстракта не приводила к гибели взрослых устриц в течение всего периода эксперимента. Согласно полученным данным, интенсивность дыхания устриц возрастала при инкубации с водным экстрактом ФБП. Учитывая особенности типа питания, интенсивность дыхания двустворчатых моллюсков пропорциональна их фильтрационной активности (Sobral and Widdows, 1997). Показано, что различные типы кормовых добавок могут влиять на уровень потребления кислорода морскими организмами (Bayne and Newell, 1983; Dawood et al., 2018; Shi et al., 2023). Хотя в данном эксперименте мы не оценивали фильтрационную активность устриц, можно предположить, что наблюдаемое увеличение интенсивности дыхания (RR) во всех опытных группах согласуется с этими исследованиями и свидетельствует об активном потреблении экстракта устрицами. Хотя спирулина не является пищевым объектом для гигантской устрицы, данная цианобактерия широко применяется в качестве кормовой добавки или основы кормовых смесей для многих видов гидробионтов, включая промысловые виды беспозвоночных животных (Ragaza et al., 2020; Alagawany et al., 2021). Кроме того, микроскопическое исследование гемоцитов устриц, подвергшихся воздействию различных концентраций экстракта, показало, что гемоциты активно поглощали частицы экстракта (Рис. 6). Помимо участия в иммунной системе, гемоциты двустворчатых моллюсков также играют важную роль в процессе питания и переносе питательных веществ в организме (Huiping, 2021; De la Ballina et al., 2022).

С другой стороны, ряд исследователей рассматривает повышение потребления кислорода как маркер стрессового состояния при воздействии экотоксикантов (Sokolova, 2004; Kamermans and Saure,

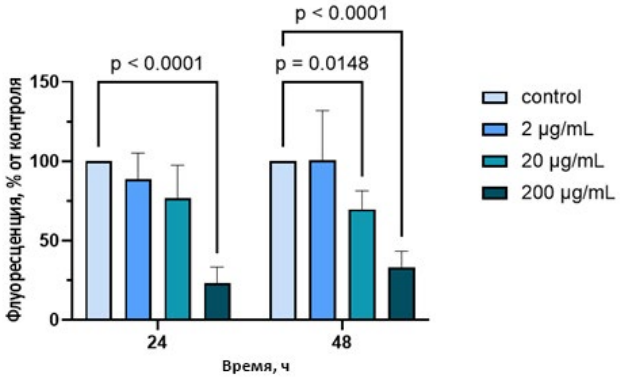


Рис.4. Влияние водного экстракта ФБП на метаболическую активность гемоцитов устриц *M. gigas*. Столбцы представляют стандартные ошибки среднего значения для 10 особей. Скобки показывают различия между субпопуляциями гемоцитов внутри каждого столбца (двухфакторный дисперсионный анализ, $p < 0,05$, $n = 10$).

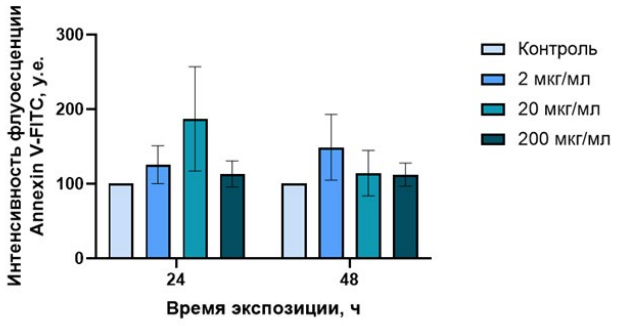


Рис.5. Уровень апоптоза в гемоцитах устриц устрицы *M.gigas* при инкубации с водным экстрактом ФБП.

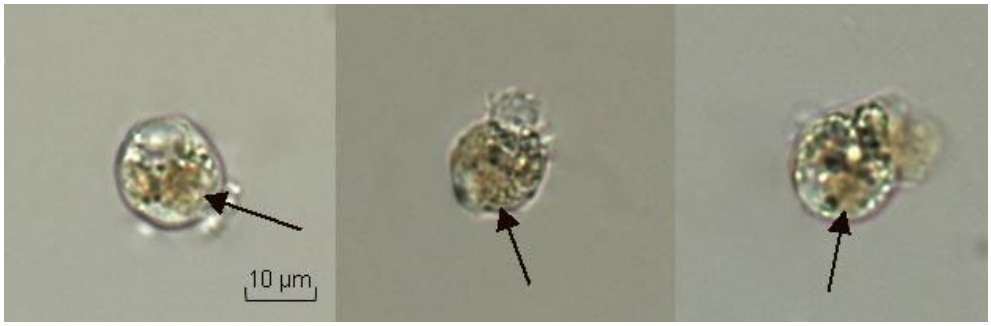


Рис.6. Гемоциты *M.gigas* фагоцитируют частицы взвеси экстракта ФБП. Стрелки показывают частицы экстракта.

2022). Однако 100%-ная выживаемость устриц в ходе эксперимента позволяет предположить, что наблюдаемое увеличение частоты дыхания (RR) свидетельствует об усиленном потреблении экстракта. Таким образом, на основании полученных результатов и обнаружения ФБП в гемоцитах можно сделать вывод, что резкое увеличение RR после воздействия водного экстракта связано с активизацией фильтрационной активности устриц. Данная активизация произошла вследствие наличия взвешенных органических частиц в воде.

Результаты настоящего исследования также продемонстрировали низкую цитотоксичность водного экстракта ФБП в отношении клеток гемолимфы устриц. При этом экспозиция со средними и высокими концентрациями экстракта (20-200 мкг/мл) в течение 48 часов вызывала значительные изменения клеточного состава гемолимфы. Уменьшение доли гранулоцитов сопровождалось увеличением относительного количества агранулоцитов и гиалиноцитов. Известно, что колебания условий внешней среды могут приводить к существенным изменениям клеточного состава гемолимфы двустворчатых моллюсков (Matozzo and Marin, 2011; Andreyeva et al., 2021a; 2021b; 2024). Колебания клеточного состава гемолимфы моллюсков под действием факторов среды различной природы могут возникать вследствие изменения гемопоэтической активности в кроветворных органах, увеличения смертности отдельных типов гемоцитов, или общей смертности клеток вследствие интоксикации, миграции гемоцитов из гемолимфы в ткани (Song et al., 2010). Учитывая непродолжительность эксперимента (24-48 часов), наблюдаемые изменения вряд ли связаны с гемопоэзом (Jemaà et al., 2014). Гибель клеток также маловероятна, так как не было зафиксировано значительного увеличения доли апоптотических гемоцитов. Скорее всего, снижение количества гранулоцитов в гемолимфе объясняется их миграцией в ткани, что согласуется с современными представлениями об их высокой мобильности как основных иммунных эффекторных клеток (Huang et al., 2018; Gerdol et al., 2018). В отношении снижения процента гранулоцитов в гемолимфе устриц, подвергшихся воздействию высоких концентраций экстракта (200 мкг/мл), вероятно, что чрезмерные концентрации ФБП усилили фильтрационное питание и миграцию гемоцитов в мантию и жабры из-за накопления микрочастиц спирулины в этих областях.

В данном исследовании было установлено, что метаболическая активность гемоцитов снижается при введении высоких концентраций экстракта, что показано на Рис. 4. Значительная потеря флуоресценции FDA наблюдалась спустя 24 часа воздействия 200 мкг/мл экстракта, а также после 48 часов воздействия в диапазоне концентраций от 20 до 200 мкг/мл. Цитоплазматические неспецифические эстеразы играют роль в процессе внутриклеточного уничтожения чужеродных агентов гемоцитами (Beckmann et al., 1992; Renault, 2015). Таким образом, можно предположить, что избыточное количество водного экстракта ФКБ снижало уровень метаболической активности гемоцитов за счет подавления этих клеточных иммунных механизмов. Снижение флуоресценции FDA в гемоцитах, подвергшихся воздействию более высоких концентраций экстракта, может быть связано с общей блокировкой уничтожения патогенов и подавлением клеточного иммунитета у этих клеток. Аналогичные нарушения в функции гемоцитов, включая снижение их метаболической активности и накопление маркеров клеточного повреждения (апоптоза), наблюдались в гемоцитах *M. gigas* после воздействия различных органических загрязнителей (инсектициды, полициклические ароматические углеводороды et al.) (Gagnaire et al., 2006; Chong, 2022; Alesci et al., 2023). Сопоставив эти результаты с полученными в настоящем исследовании, можно заключить, что высокие концентрации водного экстракта ФБП (200 мкг/мл) не вызывали апоптоз в гемоцитах устриц. Таким образом, можно сделать вывод, что водный экстракт ФБП обладает относительно низкой цитотоксичностью по отношению к гемоцитам устриц, однако высокие концентрации (200 мкг/мл) являются избыточными и могут снижать общий оздоровительный эффект при использовании в условиях устричных питомников.

Таким образом, результаты данного исследования показывают, что водный экстракт ФБП безопасен для взрослых устриц, так как признаки апоптоза в гемолимфе всех экспериментальных групп не выявлены, а общая выживаемость сохранялась на протяжении 48 часов. Скорость дыхания у устриц увеличивалась по мере роста концентрации ФБП в воде. Однако высокие концентрации экстракта (200 мкг/мл) подавляли метаболическую активность гемоцитов устриц и снижали процент гранулоцитов — основных иммунных эффекторных клеток — в гемолимфе после 24–48 часов воздействия. Поэтому

в будущих исследованиях рекомендуется использовать концентрации ниже 200 мкг/мл, чтобы избежать неблагоприятного воздействия на организм устриц. Это предварительное исследование является первым в своём роде и открывает новую перспективу потенциального применения водного экстракта ФБП из *A. platensis* в качестве пищевой добавки для повышения устойчивости устриц к заболеваниям и улучшения их общего состояния. Необходима дальнейшая оценка прямого воздействия экстракта на устриц для существенного повышения эффективности подготовки устриц в инкубаторах и его применения в аквакультуре.

Благодарности

Настоящее исследование выполнено при финансовой поддержке гранта РНФ № 24-16-00245 «Оценка иммуномодулирующих и антиоксидантных свойств водного экстракта фикобилипротеинов (С-фикоцианин, В-фикоэритрин) — перспективной кормовой добавки для гигантской устрицы *Magallana gigas*».

Работа проведена в Центре коллективного пользования «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Стадничук И.Н. 1990. Фикобилипротеины. Москва: Мир.

Ahmed R.A., Jastaniah S.D., Alaidaroos B.A. et al. 2025. Effects of dietary *Spirulina platensis* supplementation on growth performance, whole body composition, antioxidant activity, histological alterations, and resistance to *Vibrio parahaemolyticus* in Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. Aquaculture Reports 40: 102606. DOI: 10.1016/j.aqrep.2024.102606

Alagawany M., Taha A.E., Noreldin A. et al. 2021. Nutritional applications of species of *Spirulina* and *Chlorella* in farmed fish: A review. Aquaculture 542: 736841. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2021.736841

Alesci A., Di Paola D., Fumia A. et al. 2023. Internal defense system of *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819): Ecological Role of Hemocytes as Biomarkers for Thiacloprid and Benzo[a]Pyrene Pollution. Toxics 11(9): 731. DOI: 10.3390/toxics11090731

Andreyeva A.Y., Kladchenko E.S., Vyalova O.Y. et al. 2021. Functional characterization of the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas* (Bivalvia: Ostreidae), hemocytes under normoxia and short-term hypoxia. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 21(3): 125-133. DOI: 10.4194/1303-2712-v21_3_03

Andreyeva A.Y., Kladchenko E.S., Kukhareva T.A. 2021. Shift in functional and morphological parameters of the Pacific oyster hemocytes after exposure to hypoxia. Regional Studies in Marine Science 48: 102062. DOI: 10.1016/j.rsma.2021.102062

Andreyeva A.Y., Kukhareva T.A., Gostyukhina O.L. et al. 2024. Impacts of ocean acidification and hypoxia on cellular immunity, oxygen consumption and antioxidant status in Mediterranean mussel. Fish & Shellfish Immunology 154: 109932. DOI: 10.1016/j.fsi.2024.109932

Arney B., Liu W., Forster I.P. et al. 2015. Feasibility of dietary substitution of live microalgae with spray-dried *Schizochytrium sp.* or Spirulina in the hatchery culture of juveniles of the Pacific geoduck clam (*Panopea generosa*). Aquaculture 444: 117-133. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2015.02.014

Asrami M., Sudagar M., Shahraki N. et al. 2019. Effect of extracted phycocyanin from *Spirulina platensison* growth parameters, colorations, digestive enzymes and body chemical compositions of Guppy fish (*Poecilia reticulata*). Journal of Survey in Fisheries Sciences 6: 21-34. DOI: 10.18331/SFS2019.6.1.1

Bayne B.L., Newell R.C. 1983. Physiological energetics of marine molluscs. The Mollusca 4: 407-515. DOI: 10.1016/B978-0-12-751404-8.50017-7

Beckmann N., Morse M.P., Moore C.M. 1992. Comparative study of phagocytosis in normal and diseased hemocytes of the bivalve mollusc *Mya arenaria*. Journal of Invertebrate Pathology 59(2): 124-132. DOI: 10.1016/0022-2011(92)90022-V

Cardoso L.G., Lemos P.V.F., de Souza C.O. et al. 2022. Current advances in phytoremediation and biochemical composition of *Arthrospira* (*Spirulina*) grown in aquaculture wastewater. Aquaculture Research 53(14): 4931-4943. DOI: 10.1111/are.15996

Chen J.H., Bayne C.J. 1995. Bivalve mollusc hemocyte behaviors: characterization of hemocyte aggregation and adhesion and their inhibition in the California mussel (*Mytilus californianus*). The Biological Bulletin 188(3): 255-266. DOI: 10.2307/1542303

Chen H.W., Yang T.S., Chen M.J. et al. 2014. Purification and immunomodulating activity of C-phycocyanin from *Spirulina platensis* cultured using power plant flue gas. Process Biochemistry 49(8): 1337-1344. DOI: 10.1016/j.procbio.2014.05.006

Chong R.S.M. 2022. Molluscan immunology. Aquaculture Pathophysiology 57: 383-392. DOI: 10.1016/B978-0-323-95434-1.00057-7

Citarasu T. 2010. Herbal biomedicines: a new opportunity for aquaculture industry. Aquaculture International 18(3): 403-414. DOI: 10.1007/s10499-009-9253-7

Dawood M.A., Koshio S., Esteban M.A. 2018. Beneficial roles of feed additives as immunostimulants in aquaculture: a review. Reviews in Aquaculture 10(4): 950-974. DOI: 10.1111/raq.12209

De la Ballina N.R., Maresca F., Cao A. et al. 2022. Bivalve haemocyte subpopulations: a review. Frontiers in immunology 13: 826255. DOI: 10.3389/fimmu.2022.826255

Elumalai P., Kurian A., Lakshmi S. et al. 2020. Herbal immunomodulators in aquaculture. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 29(1): 33-57. DOI: 10.1080/23308249.2020.1779651

Finamore A., Palmery M., Bensehaila S. et al. 2017. Antioxidant, immunomodulating, and microbial-modulating activities of the sustainable and ecofriendly spirulina. Oxidative medicine and cellular longevity 2017(1): 3247528. DOI: 10.1155/2017/3247528

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020. The state of world fisheries and aquaculture 2020: Sustainability in action. Rome: FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2024. The state of world fisheries and aquaculture 2024: Blue transformation in action. Rome: FAO.

Gagnaire B., Thomas-Guyon H., Burgeot T. et al. 2006. Pollutant effects on Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), hemocytes: screening of 23 molecules using flow cytometry. Cell biology and toxicology 22(1): 1-14. DOI: 10.1007/s10565-006-0011-6

Gerdol M., Gomez-Chiarri M., Castillo M.G. et al. 2018. Immunity in molluscs: recognition and effector mechanisms, with a focus on bivalvia. In: Edwin L.(Ed.), Advances in Comparative Immunology. Springer Cham, pp. 225-341. DOI: 10.1007/978-3-319-76768-0_11

Huang J., Li S., Liu Y. et al. 2018. Hemocytes in the extrapallial space of *Pinctada fucata* are involved in immunity and biomineralization. Scientific Reports 8(1): 4657. DOI: 10.1038/s41598-018-22961-y

Huiping Y. 2021. Immunological assays of hemocytes in molluscan bivalves as biomarkers to evaluate stresses for aquaculture. In: Proceedings of the 47th UJNR. Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency, pp. 31-45.

Jemaà M., Morin N., Cavelier P. et al. 2014. Adult somatic progenitor cells and hematopoiesis in oysters. Journal of Experimental Biology 217(17): 3067-3077. DOI: 10.1242/jeb.106575

Kamermans P., Saure C. 2022. Interacting climate change effects on mussels (*Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*) and oysters (*Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*): experiments for bivalve individual growth models. Aquatic Living Resources 35: 1. DOI: 10.1051/alr/2022001

Kolonchin K.V., Truba M.A., Kuzicheva N.Y. 2023. Trends in the development of aquaculture in Russia: prospects for qualitative improvement of food security and sustainable growth of the industry's economic potential. Food policy and security 10(3): 533-546. DOI: 10.18334/ppib.10.3.118265

Lisitskaya E.V., Shchurov S.V. 2024. The first record of larval *Crassostrea gigas* (Thunberg 1793) (Bivalvia, Ostreidae) from the Black Sea. Biology Bulletin 51(9): 2688-2692. DOI: 10.1134/S1062359024701516

Matozzo V., Marin M.G. 2011. Bivalve immune responses and climate changes: is there a relationship?. Invertebrate Survival Journal 8(1): 70-77.

Muchtar M., Sukenda S., Nuryati S. et al. 2019. The use of immunostimulant from phycocyanin of Spirulina platensis to control motile aeromonad septicaemia (MAS) disease in common carp *Cyprinus carpio*. Jurnal Akuakultur Indonesia 18(1): 101-109. DOI: 10.19027/jai.18.1.101-109

Prates J.A. 2025. Applications of Bioactive Compounds from Marine Microalgae in Health, Cosmetics, and Functional Foods. Applied Sciences 15(11): 6144. DOI: 10.3390/app15116144

Ragaza J.A., Hossain M.S., Meiler K.A. et al. 2020. A review on Spirulina: alternative media for cultivation and nutritive value as an aquafeed. Reviews in Aquaculture 12(4): 2371-2395. DOI: 10.1111/raq.12439

Renault T. 2015. Immunotoxicological effects of environmental contaminants on marine bivalves. Fish & Shellfish Immunology 46(1): 88-93. DOI: 10.1016/j.fsi.2015.04.011

Ringø E. 2020. Probiotics in shellfish aquaculture. Aquaculture and Fisheries 5(1): 1-27. DOI: 10.1016/j.aaf.2019.12.001

Shi X., Jia Y., Zhang Z. et al. 2023. The effects of Chinese herbal feed additives on physiological health and detoxification ability in the red claw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, and evaluation of their safety. Aquaculture 569: 739394. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2023.739394

Sobral P., Widdows J. 1997. Influence of hypoxia and anoxia on the physiological responses of the clam *Ruditapes decussatus* from southern Portugal. Marine Biology 127: 455-461. DOI: 10.1007/s002270050033

Sokolova I.M. 2004. Cadmium effects on mitochondrial function are enhanced by elevated temperatures in a marine poikilotherm, *Crassostrea virginica* Gmelin (Bivalvia: Ostreidae). Journal of Experimental Biology 207(15): 2639-2648. DOI: 10.1242/jeb.01054

Song L., Wang L., Qiu L. et al. 2010. Bivalve immunity. Advances in experimental medicine and biology 708: 44-65. DOI: 10.1007/978-1-4419-8059-5_3

Soni B., Visavadiya N.P., Dalwadi N. et al. 2010. Purified c-phycoerythrin: safety studies in rats and protective role against permanganate-mediated fibroblast-DNA damage. Journal of Applied Toxicology 30: 542-550. DOI: 10.1002/jat.1524

Vijayaram S., Sun Y.Z., Zuorro A. et al. 2022. Bioactive immunostimulants as health-promoting feed additives in aquaculture: A review. Fish & Shellfish Immunology 130: 294-308. DOI: 10.1016/j.fsi.2022.09.011

Willer D.F., Furse S., Aldridge D.C. 2020. Microencapsulated algal feeds as a sustainable replacement diet for broodstock in commercial bivalve aquaculture. Scientific Reports 10(1): 12577. DOI: 10.1038/s41598-020-69645-0

Xian J.A., Zheng P.H., Lu Y.P. et al. 2021. Flow cytometric analysis of morphologic and immunological characterisation of the tiger shrimp *Penaeus monodon* haemocytes. Aquaculture Reports 20: 100748. DOI: 10.1016/j.aqrep.2021.100748

Yusoff F.M., Banerjee S., Nagao N. et al. 2020. Use of microalgae pigments in aquaculture. In: Jacob-Lopes E. et al. (Eds.), Pigments from Microalgae Handbook. Springer Cham, pp. 471-513. DOI: 10.1007/978-3-030-50971-2_19

Structure and seasonal dynamics of phytoplankton of the Kizhi Island area of Lake Onego

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Smirnova V.S., Slastina Yu.L.*, Zobkova M.V.

Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Aleksander Nevsky Str. 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. An investigation into the phytoplankton condition in the area of Kizhi skerries of Lake Onego during the spring, summer and autumn of 2023 revealed a high level of microalgae development. The quantitative indicators of the phytocenosis characterise this area of Lake Onego as mesotrophic. The classification of the water type in the Kizhi skerries area of Lake Onego is determined by the indicator values of phytoplankton found during the study period and their quantitative development. The water type is thus classified as a β-mesosaprobic pollution zone with water quality class 3, i.e. satisfactorily clean. The most significant increase in quantitative development was observed during the spring and autumn periods, with diatoms and cyanobacteria being the dominant phytoplankton species. In contrast, during the summer months, cyanobacteria, along with golden and green algae, were the primary components of the phytoplankton community. Furthermore, silicon concentrations was decreased from spring to autumn that was caused by increasing ofabudance and biomass of diatom algae. At the same time, lower values in the ratio of общal nitrogen to total phosphorus can be applied as indicator of active production of cyanobacteria. The intensive vegetation of phytoplankton in the Kizhi Island area is related to the area's natural conditions.

Keywords: phytoplankton, seasonal dynamics, nutrients, trophic status, water quality, Lake Onego

For citation: Smirnova V.S., Slastina Yu.L., Zobkova M.V. Structure and seasonal dynamics of phytoplankton of the Kizhi Island area of Lake Onego // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 729-760. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-729

1. Introduction

In the northwestern part of Lake Onego in the Republic of Karelia, there is a system of islands which differs from all other areas of the lake by virtue of its unique geological structure (Golubev, 1999; Deines, 2013). The Kizhi archipelago is designated as a specially protected area, where the conditions for the development of terrestrial and aquatic biocenoses have been established (Khokhlova and Semina, 1988; Kapitonova, 2008).

The phytoplankton community in the area of Kizhi skerries in the 1960s and 1970s differed from those in other areas of Lake Onego, with higher development indicators. This was due to the special landscape conditions in this area, such as rapidly warming shallow water, slow water exchange and comparative isolation from the lake (Vislyanskaya et al., 1999; Chekryzheva, 2008; Petrova, 1971). Consequently, the earlier warming of the water mass and its intensive mixing are observed in spring, as a consequence of the separation of the thermobar skerries from the main lake water area and the establishment of direct thermal stratification with higher water surface temperatures for Lake Onego (Petrova, 1971). Consequently, the seasonal phases of phytoplankton development in this water area may occur earlier in comparison to the deep-water areas of the lake (Petrova, 1971). However, despite the aforementioned conditions, the level of microalgae development in the early period of the study (60-70s) remained within the limits of oligotrophy (Chekryzheva, 2008).

However, in 1990, the architectural ensemble of the Kizhi Pogost, located on Kizhi Island, one of the largest islands in the Kizhi archipelago, was included in the UNESCO World Cultural Heritage List (Onego Lake. Atlas, 2010). At these years, anthropogenic impact was intensified at the Kizhi Island area. Concentrations of total phosphorus were increased up to 25 μg/l with increasing of domestic wastewaters discharge (Galakhina et al., 2022) and water transport influence was lead to increasing of oil products in

*Corresponding author.
E-mail address: jls@inbox.ru (Yu.L. Slastina)

Received: February 11, 2025; ***Accepted:*** August 12, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

water from 0.15 to 0.6 mg/l (Sabylina, 1999; Protasov, 1999; Sabylina and Ryzhakov, 2007; Sabylina et al., 2012; Galakhina et al., 2022). In consequence of the heightened anthropogenic load in the area during the 1990s, alterations in the structure and quantitative level of algae development were observed in the phytocenosis of the Kizhi skerries area of Lake Onego, which resulted in an augmentation of the trophic status from oligotrophic to mesotrophic (Vislyanskaya et al., 1999). This level of phytoplankton development was sustained in the 2000s (Chekryzheva and Vislyanskaya, 2000; Chekryzheva, 2008).

The increase in air temperature has led to an increase in the duration of the open water period and the onset of 'biological' summer, resulting in an elevated average water surface temperature of Lake Onego (Filatov et al., 2020; Efremova and Palshin, 2015). In light of the observed climatic shifts impacting the temperature dynamics of Lake Onego and the direct anthropogenic influence on the Kizhi skerries region, the objective of this study is twofold. Firstly, it seeks to provide a comprehensive characterisation of the contemporary phytoplankton structure. Secondly, it aims to undertake a quantitative analysis of its seasonal development. Additionally, the study will assess the water quality of the study area by evaluating the indicator values of microalgae species.

2. Materials and methods of research

Kizhi Island is located in the northern part of Lake Onego (61°42′N, 35°25′E), the second largest freshwater lake in Europe. The lake is part of the Baltic Sea basin, surface area of 9720 km^{2}and mean and maximal depth 31 m and 120 m respectively.Water renewal time of lake is 15.6 years. The lake waters ischaracterize as mesohumus, weakly alkaline waters of the hydrocarbonate-calcium type (Lakes of Karelia, 2013).

Water samples for qualitative and quantitative assessment of the phytoplankton and nutrient concentrations were taken in the surface layer (0.5 m) in the area of Kizhi Island in Lake Onego. The samples were collected at stations Z_1, Z_2, Z_3 and Z_4 (Fig. 1) on 29 May, 31 July and 23 September 2023.

Water samples (V = 0.5 l) were collected with a Ruttner bathometer and fixed with 10 ml of 40% formalin. The concentration of water samples for microalgae analysis was then carried out on membrane filters (D_{pore} = 0.8 μm) to a volume of 5 ml (Methods of Hydrobiological..., 2024; Fedorov, 1979). The calculation of abundance (N_{tot}) and the determination of phytoplankton were carried out using a Mikmed-6 microscope. The following identifiers were utilised to identify the species composition of the algoflora (Zabelina et al., 1951; Matvienko, 1954; Kiselev, 1954; Tikkanen, 1986; Komárek, 1998; 2005; 2013; Krammer and Lange-Bertalot, 1986; 1991). The microalgae biomass (B_{tot}) was calculated using the stereometric method, whereby the volume of each cell was calculated. Species exhibiting abundance and/or biomass greater than 10% were designated as dominant species, while those with abundance and/or biomass greater than 5% were classified as subdominant. The indicator significance of phytoplankton species was described using the following materials (Sladecek, 1973; Makrushin, 1974; Wasser et al., 1989; Barinova et al., 2006). The saprobic index (S) of water was calculated according to the Pantle-Buck method modified by Sladecek (Sladecek, 1973), and the saprobic zone was determined according to Oksiyuk et al. (1993). In order to perform a statistical analysis of the phytoplankton status of the Kizhi skerries area of Lake Onego, it is first necessary to obtain more regular data series on phytoplankton development in this area (n < 5), with the exception of summer observations (n = 14). The quantitative indices obtained in 2023 were then compared with the recorded phytoplankton data (Syarki et al., 2015) from the period between 1996 and 2010, using a confidence interval (Ivanter and Korosov, 2010).

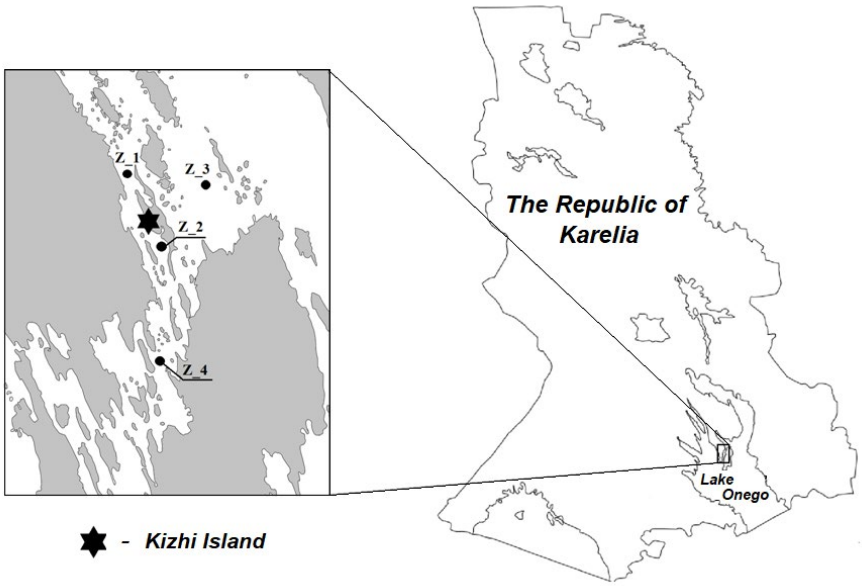


Fig.1. Water sampling locationfor phytoplankton and nutrients analysis in the Kizhi skerries area of Lake Onego.

The measurement of chlorophyll *a* (Chl *a*) concentrations in water was conducted using the standard spectrophotometric method (GOST 17.1.4.02-90). Nutrient concentrations (total phosphorus (TP), mineral phosphorus (P-PO_4), NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, Si) were determined according to standard methods (Analytical..., 2017). The total nitrogen (TN) concentrationswere determined by high-temperature oxidation on a Shimadzu TOC-LCSN analyser in accordance with the method specified in PND F 14.1:2:3:4.279-14 (environmental regulations federative documents). The organic nitrogen (N_{org}) concentrationswere calculated by the difference between TN and mineral forms of nitrogen.

Water surface temperature during the study period was measured using a CastAway-CTD instrument, and a registered database was used to compare surface water temperature in the study area with earlier observations (Kalinkina et al., 2023). The trophic state of the Kizhi Island area of Lake Onego in 2023 was assessed according to the classifications of lake types presented in the work of S.P. Kitaev (2007), and in terms of total phosphorus content in water – according to P.A. Lozovik (2013).

3. Results

During the study period, 204 taxa ranked below genus were identified in the phytoplankton in the Kizhi skerries of Lake Onego, belonging to 7 systematic divisions: Bacillariophyta - 76 (37. 2%); Chlorophyta - 54 (26.5%); Cyanobacteria - 33 (16.2%); Chrysophyta - 26 (12.7%); Euglenophyta - 5 (2.5%); Cryptophyta- 6 (2.9%); Dinophyta - 4 (2%) (Table 1).

3.1. Water surface temperatures and nutrient content in water during the study period

In May 2023, the surface water temperature in the Kizhi skerries area of Lake Onego ranged from 14.2 to 15.8°C, in July it ranged from 17.4 to 18.5°C, and in September it ranged from 14.4 to 14.6°C (Fig. 2).

Nutrient concentrations (P, N, Si) weresimilar between all stationsof Kizhi Island area in 2023 (see Table 2). During the spring and summer periods, the concentrations of TP(1-12 μg/l) were remained within the limits of oligotrophy. However, in September, the concentrations of TP(10-17 μg/l) were increased, reaching levels indicative of oligo-mesotrophy. The nitrogen forms were exhibited comparable concentrations at all stations throughout the study period. The predominant nitrogen form in the TNcomposition was N_{org}, with its share increasing from 67.7% in May to 76% in July and 96.3% in September (see Table 2).

In summer, increasing of nitrate concentrations and decreasing of ammonium concentrations were observed at all stations in comparison to the spring. By autumn, the concentrations of nitrogen mineral forms were decreased to minimum values. The silicon concentrationswere decreased from spring to autumn (Table 2).

3.2. Spring development of phytoplankton

In May 2023, a total of 97 species and intraspecific taxa, categorised below the rank of genus within the domain of algae, were identified in the Kizhi Island

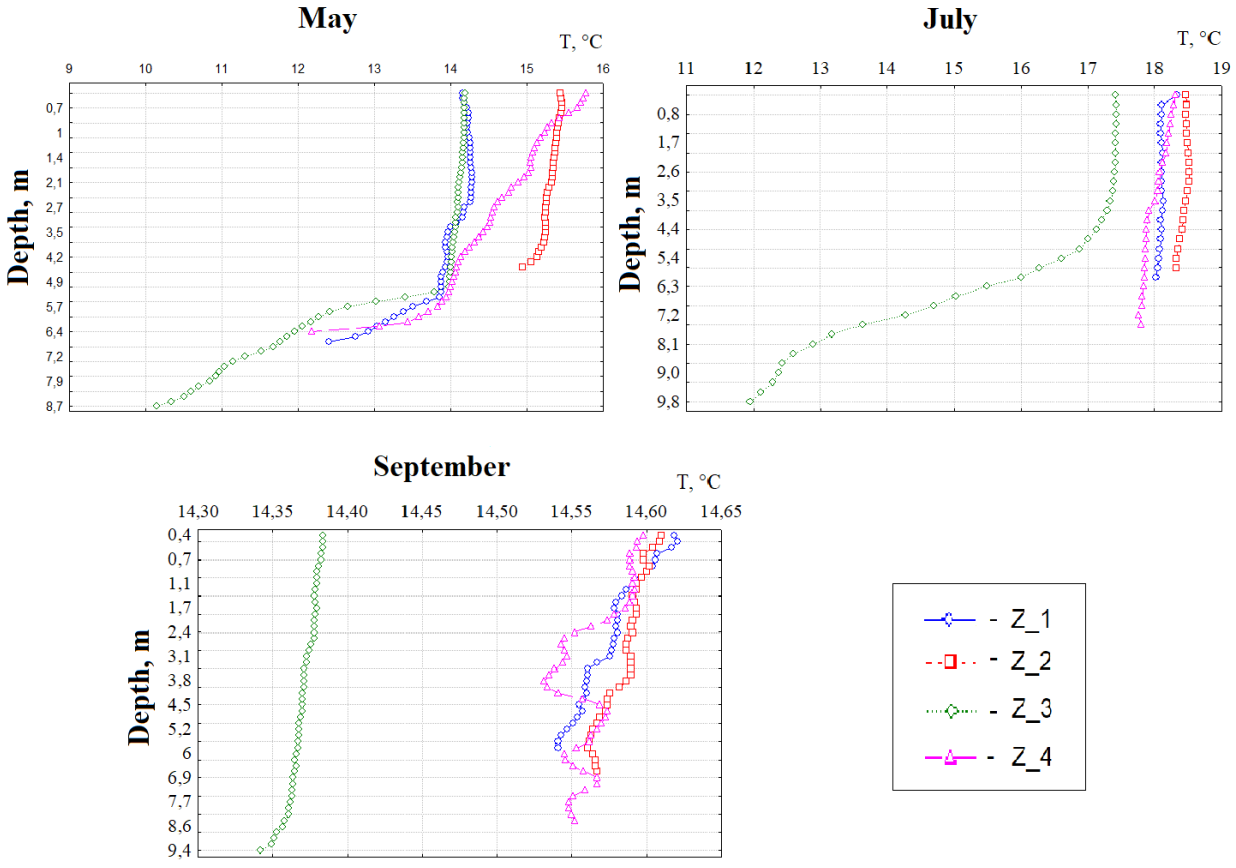


Fig.2. Surface water temperature of the studied area of Kizhi Island, Onego Lake, in May, July and September 2023.

Table 1. List of phytoplankton species in the area of Kizhi skerries of Lake Onego in different seasons of 2023.

№	Species composition	Seasons of the year		
		Spring	Summer	Autumn
	Cyanobacteria			
1	*Synechocystis aquatilis* Sauv.	+	+	–
2	*Merismopedia punctata* Meyen (=*Merismopedia tranquilla* (Ehr.) Trev.	DN	+	+
3	*Aphanocapsa elachista* var. *elachista* W. et G. S. West	DN	DN	–
4	*Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom.	DN	–	DN
5	*Aphanocapsa delicatissima* W. et G. S. West	–	–	+
6	*Aphanothece clathrata* f. *clathrata* W. et G.S. West	–	DN	DN
7	*Aphanothece clathrata* var. *brevis* (Bachm.) Elenk.	–	+	–
8	*Coelosphaerium kuetzingianum* Näg.	–	–	+
9	*Gloeocapsa limnetica* (Lemm.) Hollerb. (= *Croococcus limneticus* Lemm.)	+	DN	+
10	*Gloeocapsa magma* (Bréb.) Kütz. em. Hollerb.	–	+	–
11	*Gloeocapsa minima ampl.* f. *minima* (Keissl.) Hollerb.	–	+	–
12	*Gloeocapsa minor* (Kütz.) Hollerb. (=*Croococcus minor* (Kütz.) Näg.)	–	+	–
13	*Gloeocapsa minor* f. *dispersa* (Keis.) Hollerb.	–	+	+
14	*Gloeocapsa montana* f. *montana* (Kütz.) Hollerb.	–	+	–
15	*Gloeocapsa punctata* Näg. em. Hollerb.	–	+	–
16	*Gloeocapsa turgida* (Kütz.) Hollerb. (=*Chroococcus turgidus* (Kütz.) Näg.)	–	+	–
17	*Gloeocapsa vacuolata* (Skuja) Hollerb.	–	+	–
18	*Gloeocapsa varia* (A. Br.) Hollerb. (=*Chroococcus varius* A. Br.)	–	+	–
19	*Gomphosphaeria lacustris* Chod. (=*Snowella lacustris* (Chod.) Kom. et Hind.)	–	DN	SDN
20	*Gomphosphaeria lacustris* f. *compacta* Lemm.	–	–	DN
21	*Gomposphaeria aponina* Kütz.	–	+	–
22	*Snowella litoralis* (Häyrén) Kom. et Hind.	+	–	–
23	*Woronichinia naegeliana* (Ung.) Elenk.	–	+	–
24	*Oscillatoria planctonica* Wolosz. (=*Limnothrix planctonica* (Wolosz.) Meff.)	+	+	–
25	*Oscillatoria agardhii* Gom. (=*Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom.)	–	+	–
26	*Oscillatoria tenuis* Ag. ex Gom.(=*Phormidium konstantinosum* (Ag.) Umezaki et Watanabe)	SDB	–	+
27	*Oscillatoria limosa* Ag. et Gom.	–	–	DN
28	*Phormidium mucicola* Naum. et Hub.-Pestal.	–	+	–
29	*Dolichospermum spiroides* (Kleb.) Wack. et al.	+	DN	+
30	*Dolichospermum flos-aquae* (Born.et Flah.) Wack. et al.	–	+	–
31	*Dolichospermum lemmermannii* (Rich.) Wack. et al.	+	–	+
32	*Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz.	–	+	+
33	*Microcystis delicatissima* (W. et G. S. West) Starm.	–	–	+
	Cryptophyta			
34	*Rhodomonas lacustris* Pasch. et Rut.	+	+	+
35	*Chroomonas acuta* Uterm.	–	+	–
36	*Chroomonas brevicilcata* Näg.	–	+	–
37	*Cryptomonas erosa* Ehr.	+	+	+
38	*Cryptomonas woloszynskae* Czosn.	–	+	–
39	*Cryptomonas ovata* Ehr.	–	+	+
	Dinophyta			
40	*Glenodinium edax* Schill. (=*Tyrannodinium edax* (Schill.) Cal.)	–	+	–
41	*Peridinium cinctum* (Müll.) Ehrb.	–	+	–
42	*Peridinium inconspicuum* Lemm.	+	–	+
43	*Ceratium hirundinella* (Müll.) Schrank	SDB	+	–
	Chrysophyta			
44	*Chrysococcus cordiformis* Naum.	+	+	–
45	Chrysococcus *ovalis* Lac. (=*Kephyrion ovale* (Lac.) Hub.-Pest.)	SDN	–	+
46	*Chrysococcus rufescens* var. *rufescens* Klebs.	–	+	–

№	Species composition	Seasons of the year		
		Spring	Summer	Autumn
47	*Chrysococcus punctiformis* Pasch.	–	+	–
48	*Kephyrion ovum* Pasch.	+	+	+
49	*Kephyrion spirale* Conrad.	+	–	+
50	*Kephyrion cupuliforme* Conrad.	–	+	–
51	*Kephyrion moniliferum* (Schmid.) Bourelly(=*Stenokalyx moniliferus* Schmid.)	+	+	+
52	*Dinobryon bavaricum* Imh.	SDN	+	+
53	*Dinobryon cylindricum* Imh.	SDN	+	+
54	*Dinobryon divergens* Imh.	DN	DN;DB	+
55	*Dinobryon sertularia*Ehr.	–	+	–
56	*Dinobryon sociale* Ehr.	–	+	–
57	*Dinobryon sociale* var. *stipitatum* (Stein) Lemm. (=*Dinobryon stipitatum* Stein.)	–	+	–
58	*Dinobryon suecicum* Lemm.	–	+	–
59	*Dinobryon spirale* Iwan.	+	–	+
60	*Pseudokephyrion entzii* Corn.	+	+	–
61	*Mallomonas acaroides* Perty em. Iwan.	+	–	+
62	*Mallomonas elongata* Reverd.	–	–	+
63	*Mallomonas caudata* Iwan.	–	+	–
64	*Mallomonas coronata* Boloch.	+	+	–
65	*Mallomonas tonsurata* Teil.	–	–	+
66	*Mallomonas fresenii* Kent.	–	+	–
67	*Bitrichia chodatii* (Reverd.) Chodat.	–	+	–
68	*Synura uvella* Ehr.	+	–	+
69	*Chrysopyxis urna* Korsh.	–	+	–
	Bacillariophyta			
70	*Stephanodiscus astraea* (Kütz.) Grun.(=*Cyclotella astraea*Kütz.)	+	–	–
71	*Stephanodiscus hantzschii* Grun.	+	+	+
72	*Cyclotella meneghiniana* Kütz. (=*C. kuetzingiana* var. *meneghiniana* Kütz.)	–	+	–
73	*Cyclotella schumannii* (Grun.) Håkasson (=*C. kuetzingiana* var. *schumannii* Grun.)	–	+	–
74	*Campylodiscus noricus* Ehr. ex Kütz.	–	+	–
75	*Discostella stelligera* (Cleve et Grun.) Houk et Klee (=*Cyclotella meneghiniana* var. *stelligera*)	–	+	+
76	*Puncticulata bodanica* (Eulens. ex Grun.) Håkansson (=*Cyclotella bodanica* Eulens. ex Grun.)	+	DB	+
77	*Puncticulata comta* (Kütz.) Håkansson. (=*Cyclotella comta* Kütz.)	+	+	+
78	*Puncticulata radiosa* (Grun.) Håkansson (=*Cyclotella comta* var. *radiosa* Grun.)	+	+	+
79	*Melosira varians* Ag.	+	+	–
80	*Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim. (=incl. f. *curvata* O. Müll., f. *islandica* (O. Müll.) Sim.; *Melosira islandica* ssp. *helvetica* (O. Müll.) Sim.; *Melosira islandica* O. Müll.	DB;DN	+	DB
81	*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. (=*Gaillonella granulata* Ehr.)	+	DB	SDB
82	*Aulacoseira distans* (Ehr.) Sim. (=*Gaillonella distans* Ehr.)	+	–	+
83	*Aulacoseira alpigena* Grun. Kram. (=*Melosira distans* var. *alpigena* Grun.)	–	–	+
84	*Aulacoseira italica* f. *italica* (Ehr.) Dav.(=*Aulacoseira italica* (Ehr.) Sim.;*Gaillonella italica* Ehr.)	+	+	+
85	*Aulacoseira subarctica* (Müll.) Haw. em. Genkal (=*Melosira italica* ss. *subarctica* (Müll.))	+	–	+
86	*Acanthoceras zachariasii* (Brun.) Sim.	–	+	–
87	*Fragilaria constricta* Ehr.	–	+	–
88	*Fragilaria crotonensis* Kitt.	+	+	DB;DN
89	*Fragilaria pinnata* Ehr.	+	+	–
90	*Synedra acus* Kütz.	–	+	+
91	*Synedra amphicephala* var. *amphicephala Kütz.*	–	+	–
92	*Synedra ulna* var. *ulna* (Nitzsch.) Ehr.	+	–	+
93	*Asterionella formosa* var. *formosa* Hass.	SDN	+	SDB

№	Species composition	Seasons of the year		
		Spring	Summer	Autumn
94	*Diatoma tenuis* Ag. (=*D. elongatum*(Lyngb.) Ag.; *Diatoma tenuis* var. *elongatum* Lyngb.)	–	+	–
95	*Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. (=*Diatoma fenestrata* Lyngb.)	DB;DN	DB;DN	DB;DN
96	*Tabellaria flocculosa* (Roth.) Kütz.(*incl.* var. *ventricosa* (Kütz.)Grun.) (=*T. ventricosa* Kütz.; *Conferva flocculosa* Roth.)	+	+	+
97	*Achnanthes calcar* Cl. (=*Gliviczia calcar* (Cl.) Kulikov., Lang.- Bert. et. Witkow.	–	+	–
98	*Achnanthes lanceolata* (Breb. exKütz.) Grun.	+	–	–
99	*Achnanthes borealis* Cl.	+	–	–
100	*Achnanthes gracillima* Hust.	+	–	+
101	*Eunotia praerupta* var. *praerupta* Ehr.	–	+	–
102	*Eunotia septentrionalis* Østr.	+	–	–
103	*Eunotia formica* Ehr.	–	–	+
104	*Eunotia sudetica* Müll.	–	–	+
105	*Meridion circulare* (Grev.) Ag.	+	–	–
106	*Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh.	DB	–	+
107	*Gomphonema acuminatum* Ehr.	–	–	+
108	*Gomphonema constrictum* Ehr.	+	–	–
109	*Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz.	–	–	+
110	*Pinnularia viridis* var. *viridis* (Nitzsch.) Ehr.	SDB	–	–
111	*Pinnularia interrupta* W. Sm.	+	–	–
112	*Surirella dydima* var. *dydima Kütz.*	+	–	–
113	*Navicula dicephala* (Ehr.) W. Sm.	–	+	–
114	*Navicula cryptocephala* var. *cryptocephala Kütz.*	+	–	+
115	*Navicula gracilis* Ehr.	+	–	+
116	*Navicula exigua* (Greg.) Grun.	–	–	+
117	*Navicula longirostris* Hust.	–	+	–
118	*Navicula rotaeana* (Rabench.) Grun.	–	+	–
119	*Navicula radiosa* Kütz.	+	–	–
120	*Navicula salinarum* f. *capitata* Schulz	–	+	–
121	*Cocconeis pediculus* Ehr.	–	+	–
122	*Cocconeis placentula* var. *placentula* Ehr.	SDB	–	–
123	*Diploneis smithii* var. *smithii* (Bréb.) Cl.	–	+	–
124	*Diploneis elliptica* var. *elliptica* (Kütz.) Cl.	–	+	–
125	*Eucocconeis elliptica* Savel. – Dolg.	SDB	–	–
126	*Eucocconeis onegensis* Wisl. et Kolbe	DB	–	–
127	*Frustulia rhomboides* var. *saxonica* (Rabenh.) D. T.	–	+	–
128	*Cymbella lanceolata* var. *lanceolata* (Ehr.) Kirchn. (incl. var.*notata* Wisl. et Poretzky)	–	+	–
129	*Cymbella ventricosa* var. *ventricosa* Kütz.	–	+	–
130	*Cymbella pusilla* Grun.	+	–	–
131	*Cymatopleura solea* var. *apiculata* (W. Sm.) Ralfs	–	+	–
132	*Neidium iridis* var. *iridis* (Ehr.) Cl.	–	+	–
133	*Amphora coffeaformis* var. *coffeaformis* (Ag.) Kütz.	–	+	–
134	*Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz. (incl. var. *gracilis* (Ehr.) Cl.)	–	+	–
135	*Amphora pediculus* (Kütz.) Grun. (=*A. ovalis* var. *pediculus* (Kütz.) V.H.)	–	+	–
136	*Amphora copulata* (Kütz.) Schoem. et Archib. (= *Frustulia copulata* Kütz.)	+	–	–
137	*Amphiprora ornata* Bail.	–	+	–
138	*Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm.	–	+	–
139	*Nitzschia angustata* var. *angustata* (W. Sm.) Grun.	–	+	–
140	*Nitzschia acuta* Cl.	+	–	–
141	*Nitzschia dissipata* (Kütz.) Raben.(= *Synedra dissipata* Kütz .)	+	+	+
142	*Nitzschia hungarica* Grun.	–	+	–
143	*Nitzschia tryblionella* var. *levidensis* (W. Sm.) Grun.	–	+	–
144	*Nitzschia tubicola* Grun.	+	–	+
145	*Campylodiscus noricus* Ehr. ex Kütz. (*incl.* var. *costatum* (W. Sm.) Grun.)	–	+	–

№	Species composition	Seasons of the year		
		Spring	Summer	Autumn
	Euglenophyta			
146	*Trachelomonas volvocina* var. *volvocina* Ehr. (Ehr.)	–	+	–
147	*Trachelomonas volvocina* var. *subglobosa* Lemm. sens. Swir.	–	+	–
148	*Trachelomonas intermedia* Dang.	+	–	+
149	*Euglena caudata* Hübn.	+	–	–
150	*Euglena proxima* Dang.	+	–	+
	Chlorophyta			
151	*Chlamydomonas globosa* Snow	–	+	–
152	*Chlamydomonas incerta* Pasch.	–	+	–
153	*Chlamydomonas reinhardtii* Dang.	SDN	SDN	+
154	*Chlamydomonas monadina* (Ehr.) Stein	+	+	+
155	*Lobomonas stellata* Chod.	–	+	–
156	*Gonium sociale* (Dujard.) Warm.	–	+	–
157	*Pteromonas torta* Korsh.	–	+	–
158	*Phacotus lenticularis* (Ehr.) Dies.	+	+	–
159	*Eudorina elegans* Ehr.	+	+	–
160	*Pandorina morum* (Müll.) Bory	–	+	–
161	*Planktosphaeria gelatinosa* Smith.	–	+	–
162	*Sphaerocystis schroeteri* Chod.	+	+	–
163	*Didymocystis bicellularis* (Chod.)Kom. (=*Desmodesmus bicellularis* (Chod.) An)	+	–	–
164	*Didymocystis incospicua* Korsch. (=*Pseudodidymocystis incospicua* (Korsh.) Hind.)	–	–	+
165	*Pediastrum duplex* Meyen.	–	+	–
166	*Coenococcus planctonicus* Korsh.	+	DN	–
167	*Coenochloris fottii* (Hind.) Tsarenko	SDB	–	–
168	*Coenochloris ovalis* Korsh.	–	+	–
169	*Stichococcus subtilis* (Kütz.) Klerc.	+	–	–
170	*Chlorella vulgaris* var. *vulgaris* Beij.	+	+	+
171	*Tetrachlorella alternans* (Smith) Korsh.	+	–	–
172	*Oocystis elliptica* West	–	+	–
173	*Oocystis lacustris*Chod.	–	+	–
174	*Oocystis submarina* Lag.	–	+	–
175	*Monoraphidium contortum* (Thuret) Kom.-Leg.	SDN	+	+
176	*Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.- Leg.	+	–	–
177	*Ankyra juday* (Smith) Fott	–	+	–
178	*Coelastrum cambricum* Arch.	–	+	–
179	*Coelastrum sphaericum* Näg.	–	+	–
180	*Botryococcus braunii* Kütz.	+	+	–
181	*Crucigenia quadrata*Mor.	–	DN	–
182	*Crucigenia tetrapedia* (Kirch.) Kuntz. (=*Lemmermannia tetrapedia* (Kirch.) Lem.	+	+	+
183	*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb.	–	SDN	–
184	*Scenedesmus bijugatus* var. *bijugatus* (Turp.) Kütz.(=*S. ecornis*.f. *ecornis* (Ralfs.) Chod)	+	–	–
185	*Scenedesmus obtusus*Mey.	–	–	+
186	*Desmodesmus armatus* (Chod.) Heg.	+	–	+
187	*Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind.	–	+	+
188	*Elakatotrix gelatinosa* Wille	+	–	–
189	*Ankistrodesmus graciles* (Rein.) Korsh. (=*Messastrum gracile* (Rein.) Garc.	+	–	–
190	*Ankistrodesmus fusiformis* Corda	–	–	+
191	*Cosmarium ornatum* var. *ornatum* Ralfs ex Ralfs	–	+	–
192	*Cosmarium bioculatum* Bréb. ex Ralfs	+	–	+
193	*Cosmarium phaseolus* Bréb. ex Ralfs	–	–	+
194	*Kirchneriella contorta* (Shmidle) Bohl. (=*Raphidocelis danubiana* (Hind.) Marv. et al.)	–	+	–

№	Species composition	Seasons of the year		
		Spring	Summer	Autumn
195	*Korschikoviella limnetica* (Lemm.) Silva	+	+	–
196	*Koliella spiculiformis* (Visch.) Hind.	+	+	+
197	*Koliella longiseta* (Visch.) Hind.	+	+	+
198	*Koliella spirotaenia* (West) Hind.	–	+	–
199	*Ulothrix zonata* var. *zonata* (Web. et. Mohr.) Kütz.	–	+	–
200	*Gloeotila spiralis* Chod. (=*Stichococcus contortus* (Lemm.) Hind.)	–	+	–
201	*Closterium gracile* var. *gracile* Bréb. ex Ralfs	+	+	–
202	*Closterium pusillum*Hantz.	+	+	–
203	*Staurastrum paradoxum* Mey. ex Ralfs	–	+	+
204	*Staurastrum longipes* (Nord) Teil.(=*Staurastrum paradoxum* var. *longipes* Nord.)	–	–	+

Note: '+' – species is present in the phytoplankton community; '–' – species is absent in the phytoplankton community; SDN – subdominant species for abundance; SDB – subdominant species for biomass; DN – dominant species for abundance; DB – dominant species for biomass.

area. These taxa belonged to seven distinct systematic groups: Bacillariophyta - 38 (39.2%); Chlorophyta - 30 (31%); Cyanobacteria - 10 (10.3%); Chrysophyta - 12 (12.3%); Euglenophyta - 3 (3%); Cryptophyta - 2 (2.1%); Dinophyta - 2 (2.1%).

In the spring of 2023, at station Z_1, diatom algae were found to be predominant, accounting for 32% of abundance (N) and 74.1% of biomass (B). The most prevalent species of diatoms were *Aulacoseira islandica* (16.4% of B_{tot}), *Euocconeis onegensis* (11.5% of B_{tot}), and *Tabellaria fenestrata* (11% of B_{tot}). The dominant complex further included golden algae (28% by N; 15% by B) (dominant D. *divergens* 11.2% of N_{tot}) and cyanobacteria (24% by N; 2.4% by B) (dominant *Aphanocapsa inserta* - 20.3% of N_{tot}) (Fig. 3). In the vicinity of the water transport pier on Kizhi Island, where the Kizhi Museum-Reserve is situated (station Z_2), cyanobacteria (44.7%) predominated in terms of N, with *Aphanocapsa elachista* contributing up to 27% of N_{tot}, followed by diatoms (28.3%), predominantly *A. islandica* (15% of N_{tot}) and golden algae (15.8%) - species of the genus *Dinobryon*. By B, diatoms dominated up to 71.1% (*A. islandica* - 38% of B_{tot}) (see Fig. 3).

In the vicinity of station Z_3, on the eastern side of the island, diatoms and golden algae dominated N and B (N - 38.4% contribution of each department; B - 60.2% and 24.1%, respectively). Diatoms were represented by *Tabellaria fenestrata* (31% of B_{tot}) and species of the genus *Aulacoseira* (up to 14% of N_{tot}), while golden algae consisted of species of the genus Dinobryon (dominant: D. *divergens*) (18% of N_{tot}) and species of the genus *Kephyrion* (subdominant: *Kephyrion ovale*). In addition, green algae (16.5%) (subdominants: *Monoraphidium contortum, Stichococcus subtilis*) also dominated in abundance (see Fig. 3). In the southeastern part of the study area (station Z_4), cyanobacteria (up to 33.2%) were dominant by N in the spring period, mainly due to the development of *Merismopedia punctata* (16% of N_{tot}). Diatoms (24% by N; 55.6% by B) (dominants: *A. islandica* 27% by B_{tot}), T*abellaria fenestrata* 11% by B_{tot}) and golden algae (20.2% by N; 24.6% by B) - *D. divergens* (11.2% by B_{tot})) were active along N and B. Green algae (up to 20.7% by N; 10.5% by B) (subdominants: *Clamydomonas reinhardii, Coenococcus fottii*) were also found to be actively vegetating (see Fig. 3). Cryptophyte (up to 1.4% N), dinophyte (up to 5.6%

Table 2. Content of nutrients in the water of the Kizhi skerries area of Lake Onego during the open water period of 2023.

Station	Month of water sampling	TP, µg/l	P-PO_4, µg/l	NH_4^+, mgN/l	NO_2^-, mgN/l	NO_3^-, mgN/l	TN, mgN/l	N_{org}, mgN/l	Si, mgSi/ l
Z_1	May	1	4	0.02	0.000	0.03	0.32	0.27	0.53
	July	1	11	0.05	0.001	0.01	0.24	0.17	0.39
	September	1	17	0.01	0.000	0.00	0.27	0.26	0.26
Z_2	May	1	6	0.02	0.000	0.04	0.29	0.23	0.52
	July	2	10	0.05	0.001	0.01	0.24	0.18	0.31
	September	1	10	0.01	0.000	0.00	0.32	0.31	0.25
Z_3	May	1	1	0.02	0.000	0.08	0.31	0.21	0.39
	July	1	8	0.05	0.001	0.04	0.31	0.21	0.28
	September	1	11	0.01	0.000	0.02	0.27	0.23	0.27
Z_4	May	1	5	0.02	0.000	0.04	0.32	0.26	0.47
	July	1	12	0.04	0.001	0.03	0.25	0.19	0.30
	September	1	11	0.01	0.000	0.02	0.28	0.25	0.25

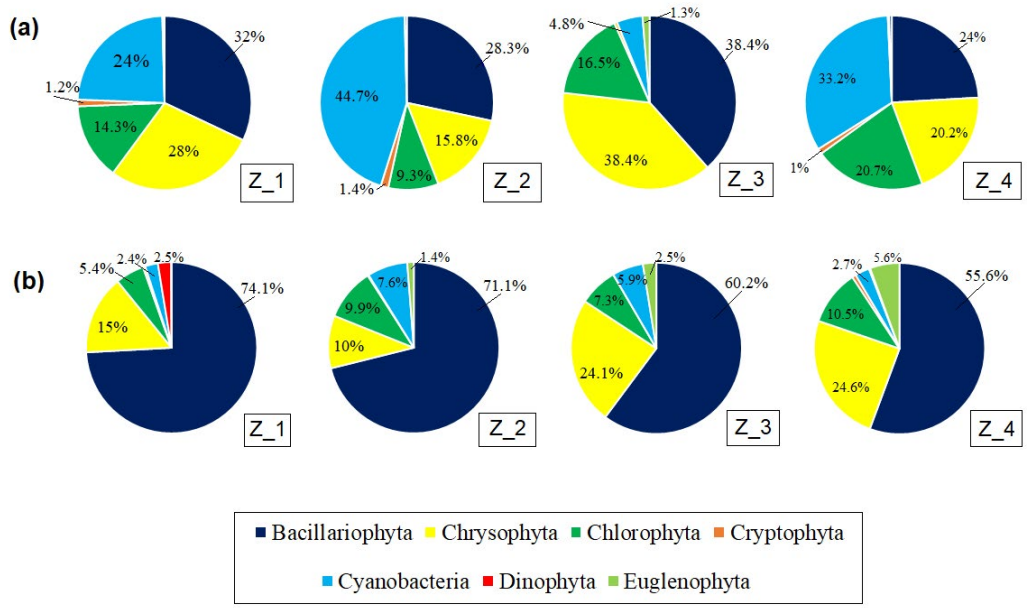


Fig.3. Phytoplankton structure in the Kizhi skerries area of Lake Onego (sampling stations Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) in May 2023: (*a*) - by abundance, (*b*) - by biomass.

B) and euglena algae (up to 2.5% B) were recorded in the lowest abundance at all survey stations in the Kizhi Island area in May 2023 (see Fig. 3).

The analysis of the saprobiological characteristics of phytoplankton species found in the area of Kizhi sierries of Lake Onego in May 2023 ($S = 1.6 \pm 0.05$) indicates that this type of water can be attributed to the *β*-mesosaprobic zone (water quality class 3, satisfactorily clean) (see Table 3).

The total microalgae abundance (N_{tot}) exhibited a range from 750 to 2003 thousand cells/l, while the total biomass (B_{tot}) demonstrated a variation from 0.61 to 1.21 mg/l (refer to Table 3 for further details). In the southeastern part of the study area from Kizhi Island (station Z_4), N_{tot} values were higher compared to other stations (see Table 3) due to the growth of the small-cell cyanobacterium *M. punctata* (V_{cells} = 14.2 μm³) and medium-sized green algae *C. reinhardtii* (V_{cells} = 590.6 μm³) and *C. fottii* (V_{cells} = up to 47.8 μm³). The population of B_{tot} at station Z_4 was comprised of the large-celled diatoms *A. islandica* (V_{cells} = up to 1952 μm³) and *T. fenestrata* (V_{cells} = 2059 μm³), as well as the chrysophyte *D. divergens* (V_{cells} = 914 μm³). Furthermore, in the vicinity of the water transport pier on Kizhi Island (station Z_2), N_{tot} (see Table 3) attained elevated levels due to the proliferation of cyanobacteria, specifically the small-cell cyanophyte *A. elachista* (V_{cells} = 22.5 μm³). The quantitative indicators of planktonic phytocenosis development in the spring period of the study area characterise it as an oligotrophic section of Lake Onego.

The concentration of chlorophyll *a* in water in May 2023 was uniform throughout the area under study, with the exception of station Z_1, where the lowest value of the pigment (2 μg/l) was observed. The content of chlorophyll *a* (2-4 μg/l) in water was within the limits of oligo-α-mesotrophy (see Table 3).

3.3. Phytoplankton development during the biological summer period

In July 2023, a total of 138 species and intraspecific taxa ranked below the algal genus from seven systematic groups were identified in the study area: Bacillariophyta, 44 (32%); Chlorophyta, 39 (28.3%); Cyanobacteria, 25 (18%); Chrysophyta, 19 (13.8%); Euglenophyta, 2 (1.5%); Crypthophyta, 6 (4.3%); and Dinophyta, 3 (2.1%).

Table 3. Phytoplankton development indicators and saprobic indices in the Kizhi Island area of Lake Onego (May 2023).

Indicator	Sampling stations			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Quantitative indicators				
N_{tot}, thousand cells/l	968	1647	750	2003
B_{tot}, mg/l	0.98	0.96	0.61	1.21
Chlorophyll a				
Chl *a*, μg/l	2	3.7	3.6	4
Saprobic index				
S	1.66	1.43	1.59	1.61

During the summer of 2023, a study was conducted in the north-western part of the Kizhi Island(Fig. Z_1) was dominated by N Chlorophyta (35.5%; dominant *Crucigenia quadrata* - 20.1% of N_{tot}) and Cyanobacteria (41.9%) - dominant species - *Gomphosphaeria lacustris* (25.1% of N_{tot}), *Gloeocapsa limnetica* (13.6% of N_{tot}). Chrysophyta (15.8% and 80%, respectively) were dominated by N and B, with *Dinobryon divergens* (10% of N_{tot}; 68% of B_{tot}) being the dominant species (Fig. 4). Station Z_2 was dominated by N Cyanobacteria (52.5%; *Aphanocapsa elachista* - 16.2% of N_{tot}) and Chlorophyta (22.7%; species of the genus Chlorococcales). By N and by B, the dominant complex included Chrysophyta (12.5% and 30.7%, respectively; dominant *Dinobryon divergens* 22.5% of B_{tot}) and Bacillariophyta (9.9% and 52.5%, respectively; *Tabellaria fenestrate* 26.4% of B_{tot}dominant, *Aulacoseira granulata* 13% of B_{tot} dominant) (see Fig. 4).

The dominant complex at station Z_3 included the following species - *Dinobryon divergens* (32.5% of B_{tot}), *Aphanothece clathrata* (28.3% of N_{tot}), *Puncticulata bodanica* (20.8% of B_{tot}), *Dolichospermum spiroides* (11.7% of N_{tot}), *Aphanocapsa elachista* (10.6% of N_{tot}) (see Fig. 4). In the southeastern part of the Kizhi skerries area of Lake Onego (station Z_4), N was dominated by Chlorophyta (25.9%, dominant species: *Coenococcus planctonicus* - 13% of N_{tot}) and Cyanobacteria (41.4%, dominant species: *Aphanocapsa elachista* - 13% of N_{tot}, *Gomphosphaeria lacustris* - 15% of N_{tot}).Chrysophyta (21.1% and 42.5%, respectively; dominant *Dinobryon divergens* - 31.5% of N_{tot}), and Bacillariophyta (44.6% of B, dominant *Tabellaria fenestrata* - 28.5% of N_{tot}) dominated by N and B, respectively. At all survey stations in the Kizhi skerries area in summer 2023, the microalgae divisions Cryptophyta (up to 1.7% of N), Dinophyta (up to 6.4% of B) and Euglenophyta (up to 8.2% of B) were the least developed (see Fig. 4).

In July 2023, the Kizhi Island area was classified as an oligosaprobic zone (water quality class 2, clean) based on calculated S (1.52 ± 0.03) (see Table 4). The B_{tot} of phytoplankton ranged from α-β-mesotrophy to α-eutrophy (1.54-6.64 mg/l), and the Chl *a* concentration ranged from oligo-α-mesotrophy (1.1-4.6 μg/l). The N_{tot} of microalgae ranged from 1450 to 4983 thousand cells/l (see Table 4). The highest Chlorophyll *a* content in water was observed at station Z_1, where Chlorophyta (35.5%), one of the most productive microalgae departments, were actively vegetating (see Table 4).

At station Z_2, where the greatest amount of water transport is concentrated, the phytoplankton biomass reached 6.64 mg/l, including small-cell cyanobacteria (Aphanocapsa elachista, V_{cells} = 2 μm³), green algae (species sp.*Crucigenia, Oocystis, Scenedesmus, Pandorina, Coenococcus, Elakatothrix, Koliella, Chlamydomonas*, V_{cells} = 14 to 270 μm³) and larger algae (e.g. golden algae and diatoms) were observed to be thriving. However, active development of the chrysophyte *Dinobryon divergens* and the diatom *Tabellaria fenestrata* was also observed in spring, but it was in summer that the cell volumes of these two species were six and two times higher, respectively, than in spring, due to the active growth of the cells themselves. The length of the house in the bushy colonies of *Dinobryon divergens* reached 68 μ, and the width - 13 μ (V_{cells} = 5978 μm³). Colonies of *Tabellaria fenestrata* were identified, exhibiting a range of sizes, with flap lengths reaching up to 107 μ and septal heights reaching up to 18.2 μ (mean V_{cells} = 6364 μm³). In addition, the large diatom *Aulacoseira granulata*, with a flap length and height of 42 μ and 28 μ, respectively (V_{cells} = 25848 μm³), was also actively developing.

At station Z_3, high N_{tot} (see Table 4) was formed by the cyanobacteria *Aphanothece clath-*

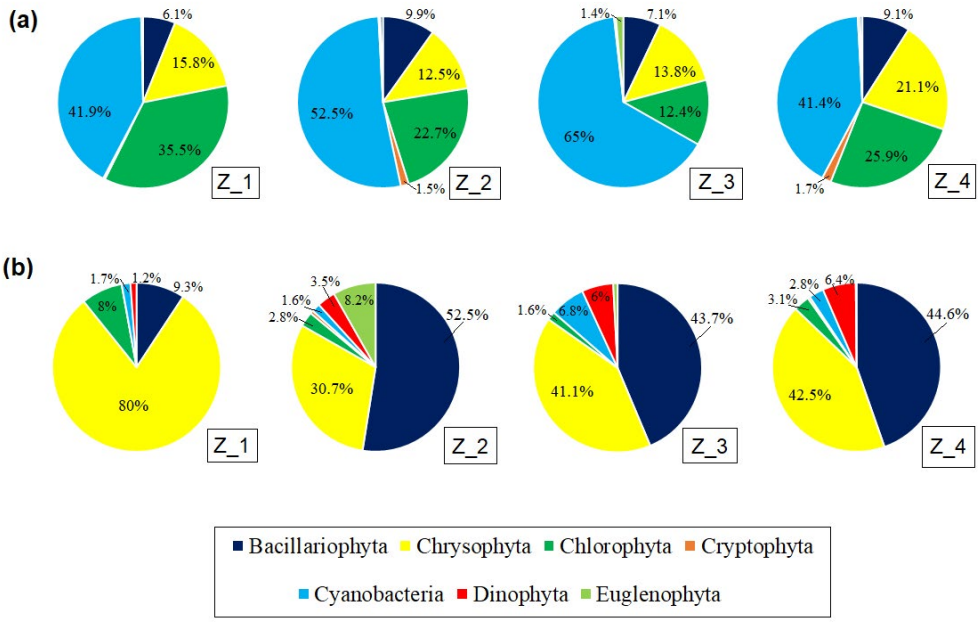


Fig.4. Phytoplankton structure in the area of Kizhi Island, Lake Onego (sampling stations - Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) in July 2023: (*a*) - by abundance, (*b*) - by biomass.

Table 4. Phytoplankton development indicators and saprobic indices in the Kizhi Island area of Lake Onego (July 2023).

Indicator	Sampling stations			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Quantitative indicators				
N_{tot}, thousand cells/l	1743	4983	2358	1450
B_{tot}, mg/l	1.54	6.64	3.37	2.40
Chlorophyll a				
Chl *a*, μg/l	4.6	3.2	1.1	2.3
Saprobic index				
S	1.46	1.54	1.61	1.47

rata, Aphanocapsa elachista (V_{cells} = up to 3 μm³) and *Dolichospermum spiroides* (V_{cells} = up to 331 μm³). By contrast, B_{tot} was formed by the large chrysophyte *Dinobryon divergens* and the centric diatom *Puncticulata bodanica* (V_{cells} = up to 21086 μm³), whose shell diameter reached up to 50 η.

3.4. Development of autumn phytoplankton

A survey of the phytoplankton community in the Kizhi skerries area of Lake Onego in September 2023 identified 82 algal species from seven systematic groups: Bacillariophyta - 28 (34.1%); Chlorophyta - 20 (24.4%); Cyanobacteria - 15 (18.3%); Chrysophyta - 13 (15.9%); Euglenophyta - 2 (2.4%); Crypthophyta - 3 (3.7%); Dinophyta - 1 (1.2%).

Diatoms (59.5% by N; 93.7% by B) and cyanobacteria (34.8% by N) dominated the algal flora in the autumn period at station Z_1. A species representative of the diatom algae, *Fragilaria crotonensis*, which is predominantly part of the summer phytoplankton complex, was the absolute dominant species in terms of both abundance (54%) and biomass (74.4%). Among cyanobacteria, *Aphanothece clathrate* (11% of N_{tot}) was dominant (Fig. 5). At station Z_2 in autumn diatoms (56.4%) and cyanobacteria (35.4%) dominated by N, among them *Fragilaria crotonensis* (46% of B_{tot}), *Aphanocapsa inserta* (15.5% of N_{tot}). By B, diatoms dominated up to 83.6% (*F. crotonensis* - 57% of B_{tot}). Abundance of greens (10.4%) was observed due to the development of *Coelosphaerium kuetzingianum* (10% of B_{tot}) (see Fig. 5).

In the northeastern area of the skerries (station Z_3), cyanobacteria (57%) and diatoms (39%) dominated N, diatoms (91.6%) dominated B. The dominant complex was represented by *Fragilaria crotonensis* (23% of N_{tot}; 40% of B_{tot}), *Tabellaria fenestrata* (4.2% of N_{tot}; 17.7% of B_{tot}), *Gomphosphaeria lacustris* f. *compacta* (20.7% of N_{tot}), *Aphanothece clathrata* (16.1% of N_{tot}), *Oscillatoria limosa* (14.8% of N_{tot}) (see Fig. 5). In the southeastern part of the Kizhi skerries area of Lake Onego (station Z_4), diatom algae were dominant by

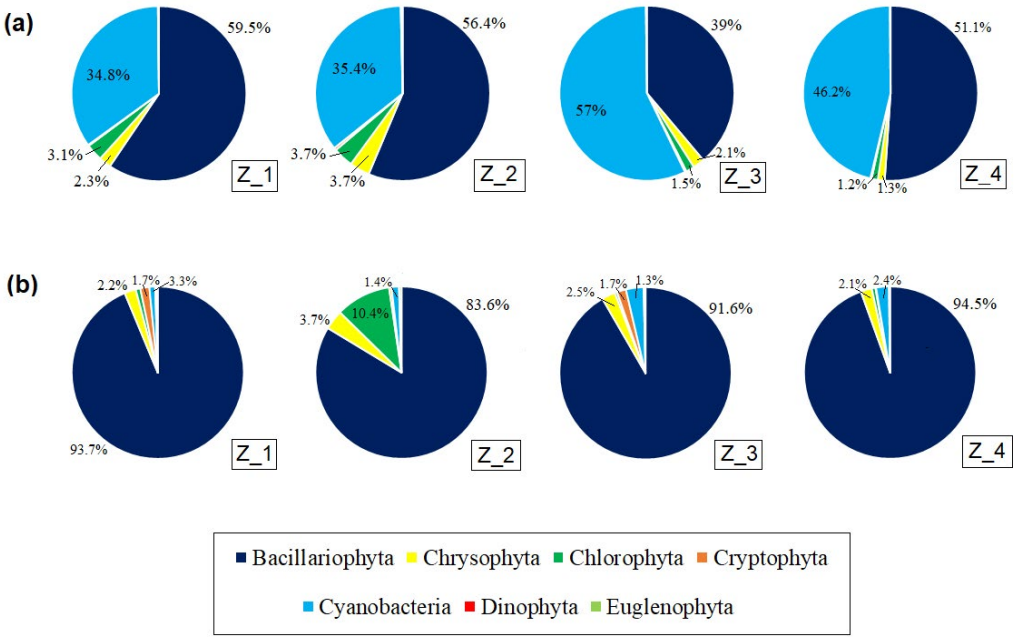


Fig.5. Phytoplankton structure in the area of Kizhi Island, Lake Onego (sampling stations - Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) in September 2023: (*a*) - by abundance, (*b*) - by biomass.

N and B in autumn (51.1% and 94. 5%, respectively) due to active development of Fragilaria crotonensis (42% of N_{tot}, 64% of B_{tot}), and cyanobacteria (up to 46.2%) mainly due to development of *Aphanothece clathrata* (15% of N_{tot}), *Oscillatoria limosa* (14% of N_{tot}). Cryptophyta (up to 1.7% by N), Dinophyta (up to 0.4% by B) and Euglenophyta (up to 0.3% by B) were found in the Kizhi skerries area of Lake Onego in September 2023 in the lowest numbers (see Fig. 5).

A study of the microalgae in the area of Kizhi Island in September 2023 revealed that the S value was higher (2.1 ± 0.14) than in the spring and autumn periods. This is likely to be due to a higher quantitative development of β-mesosaprobic species such as *Fragilaria crotonensis, Aphanothece clathrate, Oscillatoria tenuis, Snowella lacustris* and *Aphanocapsa inserta*. The results obtained from this study characterised the area in question as a *β*-mesosaprobic zone with water quality class 3 (satisfactorily clean) (see Table 5 for details).

In September 2023, the $B_{tot}$of microalgae in the study area ranged from α-β-mesotrophy to α-eutrophy (2.86 to 4.92 mg/l), Chl *a* concentration (5.8-7.5μg/l) ranged from α-β-mesotrophy, and B_{tot}ranged from 4285 to 8645 thousand cells/l (see Table 5). The highest concentration of Chl *a* was observed at station Z_2and Z_3, on the background of active development of diatom algae and cyanobacteria, productive species of green algae (up to 10.4%) were also vegetating. The highest biomass was observed at station Z_4, where the greatest contribution was made by diatom algae (94.5%), namely diatom with numerous colonies - *Fragilaria crotonensis* (V_{cells} = 873 μm^3), and small celled cyanobacteria *Aphanothece clathrata* and *Oscillatoria limosa* (V_{cells} = 50.2 μm^3).

4. Discussion

One of the important factors determining phytoplankton development is water temperature (Reynolds, 2006; Winder and Sommer, 2012). During the study period in the Kizhi skerries area of Lake Onego, the surface layer temperature was within the range of multiyear variability: 14. 9 ± 0.41˚C (May 2023) to 10.5-19.9˚C (1994-2020); 18.1 ± 0.24˚C (July 2023) to 17.2-20.8˚C (1996-2021); 14.5 ± 0.05˚C (September 2023) to 9.8-14.2˚C (2004-2008).

The quantitative and qualitative development of phytoplankton is closely related to the chemical composition of waters, especially the nutrient concentrations (Reynolds, 2006). The concentrations of P, N, Si were similar at all stations in the Kizhi Island area. The total phosphorus concentration in the area of Lake Onego waw averaged 9 μg/l, classifying water as oligotrophic according to the established geochemical classification criteria. It is noteworthy that the same TP concentration was found in this lake area during the 2019-2020 period (Galakhina et al., 2022), suggesting the stability of the ecological environment in this region over recent years. Concentrations of TP were increased from spring to summer and autumn, which was caused by an increase in the organic form of phosphorus while the mineral form remained constant. Uncontaminated water bodies in Karelia are characterized by a high proportion of organic phosphorusin the TP composition, which is associated with natural compounds of both autochthonous and allochthonous origin (Ryzhakov et al., 2016). The contrations of nitrogen forms varied insignificantly between all stations of the Kizhi skerries. N_{org} was identified as the predominant form of total nitrogen, accounting for more than 50% of the total, while the content of mineral forms was considerably lower. Thenitrate concentrations were decreased from spring (0.03-0.08 mgN/l) to autumn (0.00-0.02 mgN/l) in the studied area of the lake, up to their complete absence at some stations. This was caused by the active consumption of NO_3^- by littoral zone phytoplankton (Sabylina and Ryzhakov, 2018). Furthermore, it has been observed that the maximum NH_4^+ concentrations were determined during the summer (with an average of 0.05 mgN/l).

Silicon plays an important physiological role and is involved in the metabolism of diatom cells (Martin-Jézéquel et al., 2000). During the study period, the concentrations of this element were varied from 0.25 to 0.53 mgSi/l in the Kizhi Island. The differences were associated with the seasonal dynamics of this elemen. The consentrations of Si were decreased from spring to autumn because of the intensive diatom plankton production, as silicon is involved in the construction of its cell wall (Martin-Jézéquel et al., 2000; Ryzhakov et al., 2019).

Table 5. Phytoplankton development indicators and saprobic indices in the Kizhi Island area of Lake Onego (September 2023).

Indicator	Sampling stations			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Quantitative indicators				
N_{tot}, thousand cells/l	5305	4285	6712	8645
B_{tot}, mg/l	3.42	2.86	3.33	4.92
Chlorophyll a				
Chl *a*, μg/l	5.8	7.5	7.5	6.7
Saprobic index				
S	2.42	2.3	1.81	1.95

One of the important criteria for phytoplankton development is the ratio of TN/TP. It is widely accepted that, for optimal phytoplankton proliferation, the prevailing N/P ratio in aquatic ecosystems should be 16N:1P (Redfield, 1934). At the time of the study in the Kizhi Island area of Lake Onego the TN/TP ratio varied from 240/10 to 320/4 (in mg/l), which indicates that phosphorus is the limiting factor for phytoplankton development in the study area. For diatoms, phosphorus is of minor importance, and these algae can develop at very low concentrations of phosphorus, unlike cyanobacteria, for which the presence of phosphorus in water plays an important role. However, total phosphorus concentrations were found to be low in the Kizhi Island area during the study period. It is plausible that the ratio of TNto TP may have exerted a significant influence on the pronounced development of cyanobacteria. It has been established that a lower ratio of these two elements (TN/TP $\leq$ 29/1) results in a greater prevalence of cyanobacteria within the phytoplankton community (Smith, 1983; Havens et al., 2003; Graham et al., 2004; Harris et al., 2016). Consequently, in 2023, the study area exhibited an increase in cyanobacteria abundance from spring to autumn (from 736 to 3990 thousand cells/l) accompanied by a decrease in the TN/TP ratio from 310 (May) to 15.9 (September).

The phytoplankton species composition during the study period remained consistent in general, exhibiting characteristics typical of Lake Onego (Vislyanskaya et al., 1999; Chekryzheva, 2012; Smirnova, 2025). The phytoplankton community in the area of the Kizhi skerries of Lake Onego is formed by typical representatives of diatoms, green and golden algae and cyanobacteria. The predominant diatom group in terms of species diversity is represented by the classes Centrophyceae and Pennatophyceae, which are characteristic of most water bodies in the Arctic and Subarctic regions (Komulainen et al., 2006; Getsen, 1985).

According to the results of early observations (1967-2010) of the study area, diatom algae were observed to be vegetating in spring, while golden algae (species of the genus *Dinobryon*) were noted to be growing in early summer, and small celled species of the genus Chlorococcales and golden algae were found to be intensively developing in summer (Petrova, 1975; Chekryzheva and Vislyanskaya, 2000; Chekryzheva, 2008). Cyanobacteria, including *Oscillatoria, Aphanizomenon, Woronichinia,* and *Coelosphaerium*, have also been found to be extensively developed within the composition of autumn phytoplankton, particularly in the presence of diatoms (primarily *A. islandica*) (Chekryzheva and Vislyanskaya, 2000).

However, due to the elevated water surface temperature in May 2023 (reaching up to 15.8˚C), the algocenosis comprised not only species of the spring complex (dominant: *Aulacoseira islandica*) of diatom algae, but also species of the summer complex (dominant: *Tabellaria fenestrata*). Furthermore, cyanobacteria, green and golden algae, which are more characteristic of the summer period of phytoplankton development, were observed to be actively developing in spring. At the time of the study, the Kizhi Island area of Lake Onego exhibited low quantitative microalgae parameters (see Table 2). Previously (1994-2005), in the spring period, B_{tot} ranged from 1.10 to 2.50 mg/l and N_{tot}varied from 730 to 1,320 thousand cells/l (Vislyanskaya et al., 1999; Syarki et al., 2015). It is probable that the maximum development of spring phytoplankton in 2023 occurred in early to mid-May and was not observed in our seasonal observations.

The phytocenosis of the Kizhi skerries area during the summer period of 2023 is characterised by a high level of phytoplankton development, which is evident in the highest recorded species richness (see Table 3). The current quantitative microalgae indices obtained (N_{tot}: 2633.8 $\pm$ 805.68 thousand cells/l; B_{tot}: 3.49 $\pm$ 1.11 mg/l) fall outside the confidence interval when compared to earlier observations (N_{tot}: 1016.1 $\pm$ 437.98 thousand cells/l; B_{tot}: 0.73 $\pm$ 0.24 mg/l). Recent years have seen an increase in both the total abundance and total biomass of summer phytoplankton, with this increase being primarily attributable to an increase in small-celled cyanobacterial species. Consequently, the mean abundance and biomass of cyanobacteria in summer were found to be 456.4 $\pm$ 417.8 thousand cells/l and 0.016 $\pm$ 0.01 mg/l, respectively. In contrast, in 2023, these values increased to 1370.1 $\pm$ 463.84 thousand cells/l and 0.108 $\pm$ 0.04 mg/l, respectively. Despite the fact that the water temperature is within the limits of multiyear variability and total phosphorus values are at the level of oligotrophy, it is possible that the development of summer phytoplankton is influenced by a complex of various factors, including well-warmed shallow water with a water surface temperature of up to 21)˚C, weak dynamics of water masses, and low values of theTN/TP ratio, which allow cyanobacteria to develop actively. Further research is required to identify more precise reasons for the increase of microalgae in recent years.

The phytoplankton community of the Kizhi Island area is characterised by an autumn peak in phytoplankton development, formed not only by diatom algae (as for the main water area of Lake Onego), but also by cyanobacteria (Chekryzheva and Vislyanskaya, 2000), which was observed in September 2023. In the context of diatom algae, the heat-loving species *Fragilaria crotonensis*, a characteristic constituent of the summer phytoplankton community in Lake Onego, undergoes active development during the autumn months (Chekryzheva, 2008; 2012; Trifonova, 1990). This phenomenon is concomitant with elevated water surface temperatures, which can reach a maximum of 14.6˚C. The elevated quantitative values exhibited a marked deviation from the earlier observations of autumn phytoplankton condition in 1994 (B_{tot} 0.70-2.00 mg/l; N_{tot} 350-590 thousand cells/l). It is imperative to acknowledge that this observation was recorded in mid-October, a period characterised by the decline in phytoplankton development and the onset of winter conditions.

Concentrations of chlorophyll *a* in the water increased from spring to autumn, possibly due to an increase in small celled, more productive forms of algae (Gutelmacher, 1986), as well as medium productive diatoms, whose abundance varied from 482,000 cells/l (May) to 4415,000 cells/l (September).

5. Conclusions

A high species diversity of microalgae was observed in all seasons of observations in the area of Kizhi Island of Lake Onego in 2023. The most significant developments were observed in the spring and autumn, with diatoms and cyanobacteria displaying marked proliferation. In the summer months, cyanobacteria, green algae and golden algae were particularly prevalent. A decline in silicon concentration from spring to autumn was observed, which is associated with the active increase of diatom algae. Furthermore, a decrease in the ratio TN/TP was noted, which can be applied as indicator of active production of cyanobacteria. As demonstrated by the quantitative indicators of phytoplankton, chlorophyll *a* concentration and saprobic indexes, in 2023 the Kizhi Island area of Lake Onego was classified as a mesotrophic area of the lake (β-mesosaprobic zone, with water quality class 3), as had previously been the case.

The obtained data are generally comparable with the results of previous studies. However, a notable exception is observed in the heightened development of phytoplankton during the summer months. The potential rationale for this phenomenon could be attributed to enhanced heating of the surface water layer, along with an elevated ratio of biogenic elements.

It is evident that the unique natural environment of the Kizhi skerries, marked by enhanced thermal stratification, reduced water exchange with the open lake, and the presence of anthropogenic influences, fosters a more vigorous proliferation of phytoplankton. This phenomenon stands in contrast to the deep-water regions of the reservoir. An escalation in anthropogenic activity and a rise in global temperatures could precipitate more pronounced alterations in the phytocenosis of the Lake Onego area under scrutiny.

Acknowledgements

The research was carried out at the expense of the grant of the Russian Science Foundation № 23-17-20018, https://rscf.ru/project/23-17-20018/, conducted jointly with the authorities of the Republic of Karelia with funding from the Venture Investment Fund of the Republic of Karelia (VIF RK).

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

Analytical, kinetic and calculation methods in hydrochemical practice. 2017. In: Lozovik P.A., Efremenko N.A. (Eds.). Saint Petersburg: Nestor-Istoriya. (in Russian)

Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. Biodiversity of environmental indicator algae. Tel Aviv: Pilies Studio. (in Russian)

Chekryzheva T.A., Vislyanskaya I.G. 2000. Phytoplankton. Inventory and study of biological diversity in the territory of the Zaonezhsky Peninsula and northern Priladozhye. In: Operational information materials. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, pp. 167–175. (in Russian)

Chekryzheva T.A. 2008. Phytoplankton as a component of the bioresource base of the lake. In: Kukharev V.I., Lukin A.A. (Eds.), Bioresources of Lake Onego. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS, pp. 24–36. (in Russian)

Chekryzheva T.A. 2012. Taxonomic and ecological characterization of phytoplankton of Lake Onego. Trudy` Karel`skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS] 1: 56–69. (in Russian)

Deines Y.E. 2013. Geological structure of Kizhi Island according to geophysical data. In: Proceedings of the XXIV Youth Scientific Conference in memory of K.O. Kratz, Corresponding Member of the USSR Academy of Sciences "Actual problems of geology, geophysics and geoecology of northwest Russia". Apatity, October 7-10, 2013. Apatity: K & M Publishing House, pp. 43–45. (in Russian)

Efremova T.V., Palshin N.I. 2015. Long-term variability of water temperature and ice phenology. The largest lakes-reservoirs of the North-West of European Russia: current state and changes in ecosystems under climatic and anthropogenic impacts. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, pp. 38–44. (in Russian)

Fedorov V.D. 1979. On methods of studying phytoplankton and their activity. Moscow: Science. (in Russian)

Filatov N.N., Baklagin V.N., Bogdanova M.S. et al. 2020. Diagnosis and forecast of thermohydrodynamics and ecosystems of the great lakes of Russia. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences.(in Russian)

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last htree decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management 17: 1–14.

Getsen M.V. 1985. Algae in ecosystems of the Far North. Leningrad: Science. (in Russian)

Golubev A.I. 1999. The geological structure of the area comprising the Kizhi Skerries Wildlife Refuge is as follows. Trudy` Karel`skogo nauchnogo centra RAN. Ser. «Biogeografiya Karelii» [Proceedings of the Karelian Scientific Centre of the RAS. Series: 'Biogeography of Karelia'] 1: 4–10. (in Russian)

GOST 17.1.4.02–90. 1990. USSR State Committee for Nature Protection. Water. Methodology for spectrophotometric determination of chlorophyll *a*. Moscow: Izdatel'stvo standartov. (in Russian)

Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B. et al. 2004. Environmental factors influencing microcystin distribution and con-centration in the Midwestern United States. Water research 38: 4395–4404.

Gutelmacher B.L. 1986. Metabolism of plankton as a whole: Trophometabolic interactions of zoo- and phytoplankton. Leningrad: Science. (in Russian)

Harris T.D., Smith V.H., Graham J.L. et al. 2016. Combined effects of nitrogen to phosphorus and nitrate to ammonia ratios on cyanobacterial metabolite concentrations in eutrophic Midwestern USA reservoirs. Inland Waters 6(2): 199–210.

Havens K.E., James R.T., East T.L. et al. 2003. N: P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental pollution 122(3): 379–390.

Ivanter E.V., Korosov A.V. 2010. Elementary biometrics: a tutorial. Petrozavodsk: Publishing house of PetrSU. (in Russian)

Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Syarki M.T. et al. 2023. Limnological indicators of the Onego Lake and Vygozero reservoir condition: water temperature, chlorophyll a concentration, phytoplankton production. Certificate of state registration of the database No. 2023621189. Right holder: Federal State Budgetary Institution of Science Federal Research Centre ‘Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences’ (RU). Date of registration in the register of databases: 12 April 2023. (in Russian)

Kapitonova S.A. 2008. Kizhi: Environmental Problems. In: Regerand T.I., Kukharev V.I., Filatov N.N. et al. (Eds.), Aquatic environment: integrated approach to study, protection and use. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS, pp. 108–112. (in Russian)

Khokhlova T.Y., Semina O.V. 1988. Nature of the Kizhi Skerries. Petrozavodsk: Karelia.(in Russian)

Kiselev I.A. 1954. Pyruvitic algae. Identifier of freshwater algae of the USSR. Issue 6. Moscow: Soviet Science. (in Russian)

Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Komárek J., Anagnostidis K. 1998. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (1). Cyanoprokaryota: Chroococcales. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag.

Komárek J., Anagnostidis K. 2005. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (2). Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. Heidelberg: Elsevier, Spektrum.

Komárek J. 2013. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (3). Cyanoprokaryota: Heterocytous. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Komulainen S.F., Chekryzheva T.A., Vislyanskaya I.G. 2006. Algal flora of lakes and rivers of Karelia. Taxonomic composition and ecology. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (1). Bacillariophyceae: Naviculaceae. Stuttgart-Jena: Gustav Fischer Verlag.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (3). Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag.

Lakes of Karelia. Reference book. 2013. In: Filatov N.N., Kukharev V.I. (Eds.). Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters of the humid zone based on their acid-base balance. Vodnye resursy [Water Resources] 40(6): 583–593.(in Russian)

Makrushin A.V. 1974. Bibliographic index on the topic “Biological analysis of water quality” with an appendix of the list of pollution indicator organisms. Leningrad: Science. (in Russian)

Martin-Jézéquel V., Hildebrand M., Brzezinski M.A. 2000. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. Journal of phycology 36(5): 821–840.

Matvienko A.M. 1954. Golden algae. Definitel of freshwater algae of the USSR. Issue 3. Moscow: Soviet Science. (in Russian)

Methods of hydrobiological studies of inland waters. 2024. In: Krylov A.V. (Ed.). Borok: IBVV RAS.(in Russian)

Oksiyuk O.P., Zhukinsky V.N.N., Braginsky L.P. et al. 1993. Integrated ecological classification of the quality of surface waters of land. Gidrobiologicheskij zhurnal [Hydrobiological journal] 29(4): 62–76. (in Russian)

Onego Lake. Atlas. 2010. In: Filatov N.N.(Ed.). Petrozavodsk: KarSC RAS.

Petrova N.A. 1971. Phytoplankton of Lake Onego. Flora of Lake Onego. Leningrad: Science, pp. 88–121. (in Russian)

Petrova N.A. 1975. Phytoplankton of the littoral zone of Lake Onego. Littoral zone of Lake Onego. Leningrad: Science, pp. 138–145. (in Russian)

PND F 14.1:2:3:4.279-14. 2014. Methodology for determination of organic carbon and total nitrogen in drinking, natural and waste waters by high-temperature oxidation using carbon and nitrogen analyzers. (in Russian)

Protasov Yu.G. 1999. Some topical issues of anthropogenic impact on the territory of the protection zone of the museum-reserve ‘Kizhi’. Trudy` Karel`skogo nauchnogo centra RAN. Ser. «Biogeografiya Karelii» [Proceedings of the Karelian Scientific Centre of the RAS. Ser. ‘Biogeography of Karelia] 1: 126–131. (in Russian)

Redfield A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone memorial volume 1: 176–192.

Reynolds C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press.

Ryzhakov A.V., Zobkova M.V., Lozovik P.A. 2016. Features of the content and distribution of phosphorus forms in water bodies of the humid zone. Trudy Karel’skogo nauchnogo centra RAN [Transactions of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] 9: 33–45.(in Russian)

Ryzhakov A.V., Vapirov V.V., Stepanova I.A. 2019. Silicon in surface waters of the humid zone (on the example of water bodies of Karelia). Trudy Karel’skogo nauchnogo centra RAN [Transactions of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] 3: 52–60.(in Russian)

Sabylina A.V. 1999. Current hydrochemical regime of the lake. In: Filatov N.N. (Ed.), Onego Lake. Ecological problems. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS, pp. 58–99. (in Russian)

Sabylina A.V., Ryzhakov A.V. 2007. Chemical composition of the lake water. Lake Onego and its tributaries. In: Lozovik P.A., Kulikova T.P., Martynova N.N. (Eds.), State of water bodies of the Republic of Karelia according to the results of monitoring in 1998-2006. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS, pp. 29–40. (in Russian)

Sabylina A.V., Efremova T.A., Ryzhakov A.V. et al. 2012. Biogenic elements and organic matter in Lake Onego and its bays. Organic matter and biogenic elements in inland water bodies and marine waters. In: Proceedings of the V All-Russian Symposium with international participation. Petrozavodsk, 10-14 September 2012. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS, pp. 75-78. (in Russian)

Sabylina A.V., Ryzhakov A.V. 2018. Hydrochemical characteristics of the littoral zone of Lake Onega. Vodnye resursy [Water Resources] 45(2): 179–187. (in Russian)

Sladecek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. ArchivfürHydrobiologie. BeiheftErgebnisse der Limnologie 7: 1–128.

Smirnova V.S. 2025. Trophic state of the Kizhi skerries area of Lake Onego and water quality assessment based on summer phytoplankton indicators. Limnology and Freshwater Biology 1: 30–51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

Smith VH. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science 221: 669–671.

Syarki M.T., Tekanova E.V., Chekryzheva T.A. 2015. Plankton of the Onego Lake pelagial. Certificate of state registration of the database No. 2015620274. Right holder: Federal State Budgetary Institution of Science Institute of Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences (IWPS Karelian Scientific Center RAS) (RU) Date of registration in the database registry is February 13, 2015. (in Russian)

Tikkanen T. 1986. Kasviplanktonopas. SuomenLuonnonsuojelunTuki Oy. Helsinki: Forssa.

Trifonova I.S. 1990. Ecology and succession of lake phytoplankton. Leningrad: Science. (in Russian)

Wasser S.P., Kondratieva N.V., Masyuk N.P. et al. 1989. Algae. Handbook. Kiev: Naukova Dumka. (in Russian)

Vislyanskaya I.G., Kulikova T.P., Polyakova T.N. et al. 1999. Current state of hydrobiocenoses of the Kizhi skerries area of Lake Onego. Trudy` Karel`skogo nauchnogo centra RAN. Seriya B. «Biogeografiya Karelii» [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS. Series B. “Biogeography of Karelia”] 1: 113–120. (in Russian)

Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. Hydrobiologia 698: 5–16.

Zabelina M.M., Kiselev I.A., Proshkina-Lavrenko A.I. et al. 1951. Diatom algae. Definitel of freshwater algae of the USSR. Issue 4. Moscow: Soviet science. (in Russian)

Оригинальная статья

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Структура и сезонная динамика фитопланктона района о. Кижи Онежского озера

Смирнова В.С., Сластина Ю.Л.*, Зобкова М.В.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. В результате исследования состоянияфитопланктонав районе Кижских шхер Онежского озера весной, летом и осенью 2023 годабыл обнаружен высокий уровень развития микроводорослей. В целом количественные показатели фитоценоза характеризуют данный район Онежского озера как мезотрофный. На основе индикаторных значений фитопланктона, обнаруженных в период исследования, и их количественного развития, тип вод в районе Кижских шхер Онежского озера можно отнести к *β*-мезосапробной зоне загрязнения с 3 классом качества воды, удовлетворительно-чистая. Наибольшее количественное развитиевыявлено в весенний и осенний периоды – диатомовых и цианобактерий, летом – цианобактерий, золотистых и зеленыхводорослей. Кроме того, от весны к осени установлено снижение концентрации кремния, что связано с увеличениемдиатомовых водорослей, а также уменьшение соотношения общего азота к общему фосфору, что возможно повлияло на активное развитие цианобактерий. Интенсивная вегетация фитопланктона района о. Кижи связана с природными условиями этого района.

Ключевые слова: фитопланктон, сезонная динамика,биогенные элементы, трофический статус, качество воды, Онежское озеро

Для цитирования: Смирнова В.С., Сластина Ю.Л., Зобкова М.В. Структура и сезонная динамика фитопланктона района о. Кижи Онежского озера // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 729-760. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-729

1. Введение

В северо-западной части Онежского озера в Республике Карелия располагается система островов, отличающаяся уникальным геологическим строением от всех других районов озера (Голубев, 1999; Дейнес, 2013). Кижский архипелаг относится к особо охраняемым территориям, где сформировались условия для развития наземных и водных биоценозов (Хохлова и Семина, 1988; Капитонова, 2008).

Сообщество фитопланктона в районе Кижских шхереще в 60-70-е гг. прошлого столетия отличалось от таковых в других районах Онежского озера более высокими показателями развития из-за сформировавшихся особых ландшафтных условий на данной территории, таких как – быстро прогреваемое мелководье, замедленный водообмен и сравнительная изолированность от озера (Вислянская и др., 1999; Чекрыжева, 2008; Петрова, 1971). Поэтому весной здесь отмечается более ранний прогрев водной массы и ее интенсивное перемешивание в результате отделения термобаром шхер от основной акватории озера и установления прямой термической стратификации с более высокими температурами поверхности воды для Онежского озера (Петрова, 1971). Таким образом, сезонные фазы развития фитопланктона на данной акватории могут наступить раньше, по сравнению с глубоководными районами озера (Петрова, 1971). Но, несмотря на вышеперечисленные условия, развитие микроводорослей в ранний период исследования (60-70-е гг.) соответствовало олиготрофному уровню (Чекрыжева, 2008).

Однако, в 1990 г. Архитектурный ансамбль Кижского погоста, который находится на одном из самых крупных островов Кижского архипелага – о. Кижи, был включен в Список объектов всемирного культурного наследия ЮНЕСКО (Онежское озеро. Атлас, 2010). Именно в это время район о. Кижи Онежского озера начал подвергаться значительной антропогенной нагрузке за счет увеличения количества хозяйственно-бытовых сточных вод (концентрация общего фосфора до 25 мкг/л) (Galakhina

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: jls@inbox.ru (Ю.Л. Сластина)

Поступила: 11 февраля 2025; ***Принята:*** 12 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

et al., 2022) и воздействия водного транспорта (количество нефтепродуктов в воде от 0.15 до 0.6 мг/л) (Сабылина, 1999; Протасов, 1999; Сабылина и Рыжаков, 2007; Сабылина и др., 2012; Galakhina et al., 2022). В результате увеличения антропогенной нагрузки на данной территории в 90-е гг. в фитоценозе района Кижских шхер Онежского озера были отмечены изменения структуры и количественного уровня развития водорослей, что привело к увеличению трофического статуса от олиготрофного до мезотрофного (Вислянская и др., 1999). Такой уровень развития фитопланктона сохранился и в 2000-е годы (Чекрыжева и Вислянская, 2000; Чекрыжева, 2008).

В настоящее время из-за увеличения температуры воздуха возросла продолжительность периода открытой воды, а также увеличилась средняя температура поверхности воды Онежского озера (Филатов и др., 2020; Ефремова и Пальшин, 2015). В связи с климатическими изменениями, влияющими на температурный режим всей акватории Онежского озера и антропогенным воздействием непосредственно на район Кижских шхер –целью настоящего исследования является охарактеризовать современную структуру фитопланктона, изучить егоколичественное развитие в разные сезоны года, а также на основе индикаторных значений видов микроводорослей дать оценку качества воды изучаемого района.

2. Материалы и методы исследования

Остров Кижи находится в северной части Онежского озера (61˚42′ с.ш., 35˚25′ в.д.) – второгопо величине пресноводного водоема в Европе. Озеро относится к бассейну Балтийского моря с площадью зеркала – 9720 км^2, его средняя глубина составляет 30 м, максимальная – 120 м, период условного водообмена – 15.6 лет. Озерные воды относятся к мезогумусным, слабощелочностным водам гидрокарбонатного класса группы Са (Озера Карелии, 2013).

Для качественной и количественной оценки состояния фитопланктона, а также содержания биогенных элементовв районе о. Кижи Онежского озерабыли отобраны пробы воды в мае (29.05), июле (31.07) и в сентябре (23.09) 2023 годав поверхностном слое (0.5 м) на станциях Z_1; Z_2; Z_3; Z_4 (Рис. 1).

Пробы воды (V = 0.5 л) были отобраны батометром Руттнера и зафиксированы 10 мл 40%-ого формалина. Концентрирование проб воды для анализа микроводорослей проводилось на мембранных фильтрах ($D_{пор}$ = 0.8 мкм) до объема 5 мл (Методы гидробиологических…, 2024; Федоров, 1979). Расчет численности (N_{tot}) и определение фитопланктона проводилось с помощью микроскопа Микмед-6. Для идентификации видового состава альгофлоры использовали следующие определители (Забелина и др., 1951; Матвиенко, 1954; Киселев, 1954; Tikkanen, 1986; Komárek, 1998; 2005; 2013; Krammer and Lange-Bertalot, 1986; 1991). Биомассу микроводорослей ($B_{общ}$) рассчитывали стереометрическим методом, вычисляя объем каждой клетки. К категории доминирующих видов относили виды с численностью и/или биомассой более 10%, к субдоминантам – более 5%.

Индикаторную значимость видов фитопланктона описывали по следующим материалам (Sladecek, 1973; Макрушин, 1974; Вассер и др., 1989; Баринова и др., 2006). Индекс сапробности (S) воды рассчитывали по методу Пантле-Бука в модификации Сладечека (Sladecek, 1973), зону сапробности определяли по (Оксиюк и др., 1993). Для выполнения статистического анализа состояния фитопланктона района Кижских шхер Онежского озера отсутствуют регулярные ряды данных о фитопланктоне этого района (n < 5), за исключением летних наблюдений (n = 14). Полученные количественные показатели в 2023 году сравнивали с зарегистрированными данными фитопланктона (Сярки и др., 2015), полученными в период с 1996 по 2010 гг., используя доверительный интервал (Ивантер и Коросов, 2010).

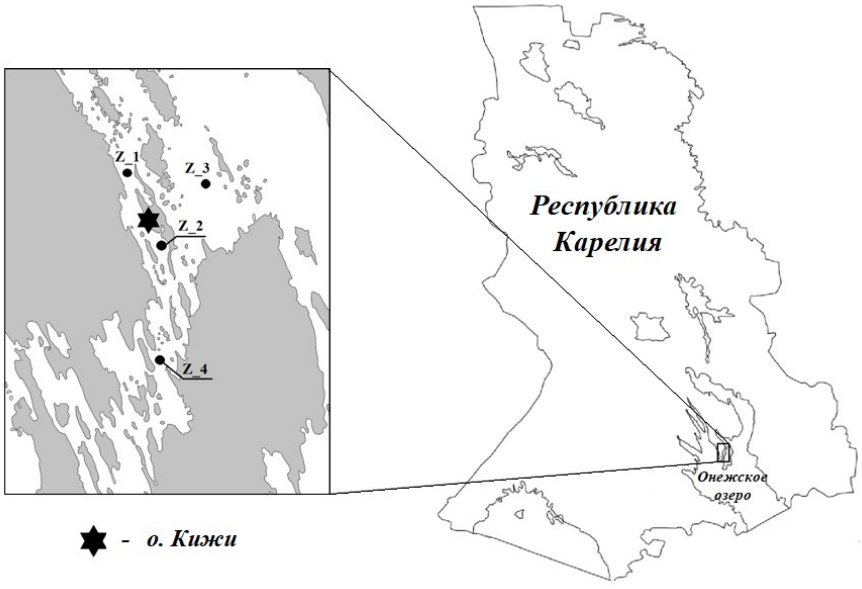


Рис.1. Карта-схема места отбора проб для анализа фитопланктона и содержания биогенных элементов в районе Кижских шхер Онежского озера.

Концентрации хлорофилла *a* (Хл *a*) в воде измеряли стандартным спектрофотометрическим методом (ГОСТ 17.1.4.02–90). Биогенные элементы ($P_{мин}$, $P_{общ}$, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, Si) в пробах воды исследованных станций определяли по стандартным методикам (Аналитические…, 2017). Определение общего азота ($N_{общ}$) осуществляли высокотемпературным окислением на анализаторе Shimadzu TOC-LCSN по методике (ПНД Ф 14.1:2:3:4.279-14), а органического азота ($N_{орг}$) – по разности $N_{общ}$ и минеральных форм.

Температуру поверхности воды в период исследования измеряли прибором CastAway-CTD. Для сравнения температуры поверхностного слоя воды в исследованном районе с ранними наблюдениями была использована зарегистрированная база данных (Калинкина и др., 2023).

Трофическое состояние района о. Кижи Онежского озера в 2023 году по биомассе фитопланктона и концентрации хлорофилла *a* было оценено по классификациям типов озер, представленных в работе С.П. Китаева (2007), по содержанию общего фосфора в воде –по Лозовику П.А. (2013).

3. Результаты

В период исследования в составе фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера было идентифицировано 204 таксона рангом ниже рода, принадлежащих к 7 систематическим отделам: Bacillariophyta – 76 (37.2%); Chlorophyta – 54 (26.5%); Cyanobacteria – 33 (16.2%); Chrysophyta – 26 (12.7%); Euglenophyta – 5 (2.5%); Cryptophyta– 6 (2.9%); Dinophyta – 4 (2%) (Таблица 1).

3.1. Температуры поверхности воды и содержание биогенных элементов в водев период исследования

В мае 2023 года в районе Кижских шхер Онежского озера температура поверхностного слоя воды варьировала от 14.2 до 15.8°С, в июле – изменялась от 17.4 до 18.5°С, в сентябре – от 14.4 до 14.6°С (Рис. 2).

Содержание биогенных элементов (P, N, Si) в воде в исследуемом районе в 2023 году было невысоким (Таблица 2). В весенний и летний периоды концентрация $P_{общ}$ (1-12 мкг/л) соответсвовала олиготрофному статусу. В сентябре концентрация $P_{общ}$ (0-17 мкг/л) достигало олиго-мезотрофии. Содержание азотных форм на всех станциях в 2023 года было достаточно близким. В составе $N_{общ}$ в период исследования наибольшую долю занимал $N_{орг}$: в мае –от 67.7 до 84%; в июле – от 67.7 до 76%; в сентябре – от 85.2 до 96.3% (см. Таблица 2).

Летом на всех станциях отмечено уменьшение содержания нитратов и увеличение – аммония по сравнению с весенним сезоном. К осени содержание минеральных форм азота снижалось до минимальных значений. Концентрация кремния уменьшалась от весны к осени (см. Таблица 2).

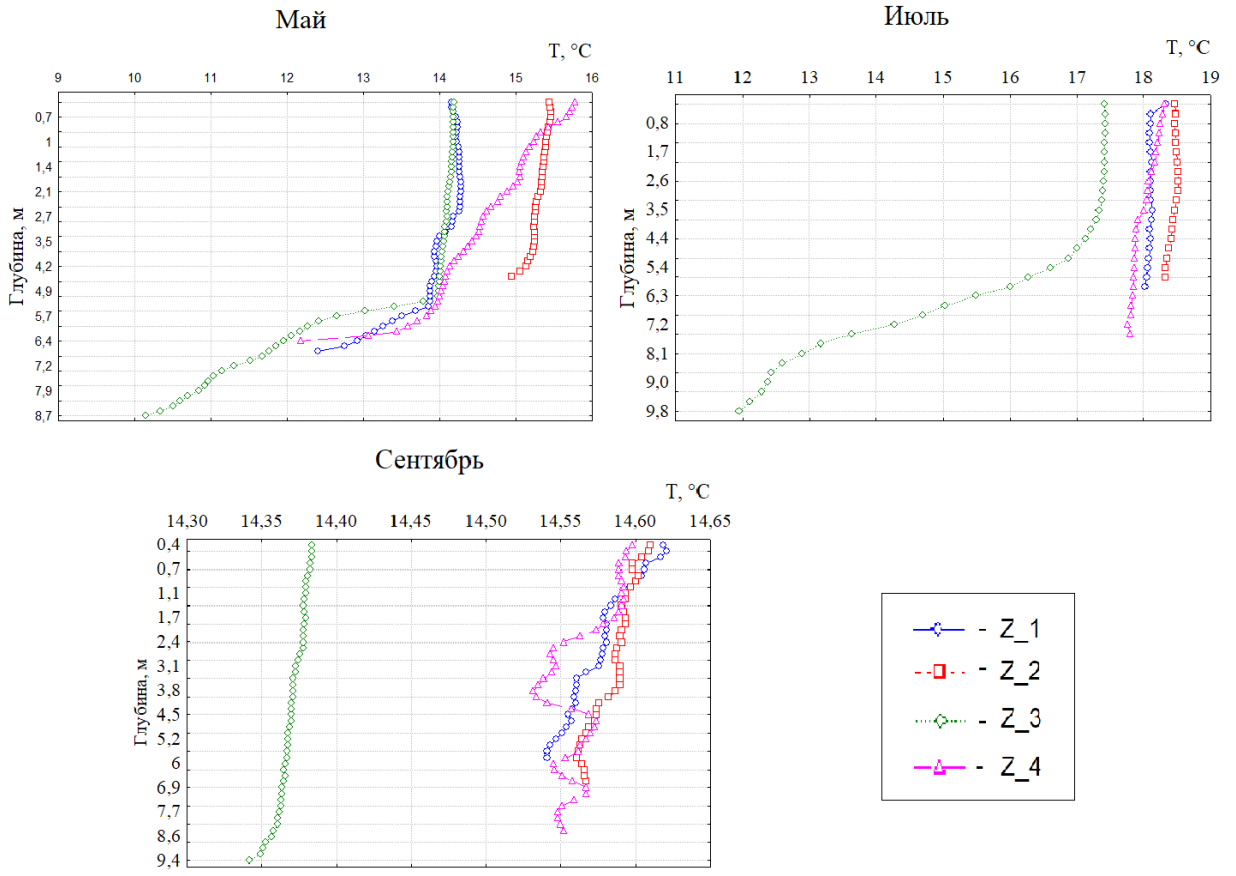


Рис.2. Температура поверхностного слоя воды исследованного района о. Кижи Онежского озера в мае, июле и в сентябре 2023 года.

Таблица 1. Список видов фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера в разные сезоны 2023 года

№	Видовой состав	Сезоны года		
		Весна	Лето	Осень
	Cyanobacteria			
1	*Synechocystis aquatilis* Sauv.	+	+	–
2	*Merismopedia punctata* Meyen (=*Merismopedia tranquilla* (Ehr.) Trev.	DN	+	+
3	*Aphanocapsa elachista* var. *elachista* W. et G. S. West	DN	DN	–
4	*Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom.	DN	–	DN
5	*Aphanocapsa delicatissima* W. et G. S. West	–	–	+
6	*Aphanothece clathrata* f. *clathrata* W. et G.S. West	–	DN	DN
7	*Aphanothece clathrata* var. *brevis* (Bachm.) Elenk.	–	+	–
8	*Coelosphaerium kuetzingianum* Näg.	–	–	+
9	*Gloeocapsa limnetica* (Lemm.) Hollerb. (= *Croococcus limneticus* Lemm.)	+	DN	+
10	*Gloeocapsa magma* (Bréb.) Kütz. em. Hollerb.	–	+	–
11	*Gloeocapsa minima ampl.* f. *minima* (Keissl.) Hollerb.	–	+	–
12	*Gloeocapsa minor* (Kütz.) Hollerb. (=*Croococcus minor* (Kütz.) Näg.)	–	+	–
13	*Gloeocapsa minor* f. *dispersa* (Keis.) Hollerb.	–	+	+
14	*Gloeocapsa montana* f. *montana* (Kütz.) Hollerb.	–	+	–
15	*Gloeocapsa punctata* Näg. em. Hollerb.	–	+	–
16	*Gloeocapsa turgida* (Kütz.) Hollerb. (=*Chroococcus turgidus* (Kütz.) Näg.)	–	+	–
17	*Gloeocapsa vacuolata*(Skuja) Hollerb.	–	+	–
18	*Gloeocapsa varia* (A. Br.) Hollerb. (=*Chroococcus varius* A. Br.)	–	+	–
19	*Gomphosphaeria lacustris* Chod. (=*Snowella lacustris* (Chod.) Kom. et Hind.)	–	DN	SDN
20	*Gomphosphaeria lacustris* f. *compacta* Lemm.	–	–	DN
21	*Gomposphaeria aponina* Kütz.	–	+	–
22	*Snowella litoralis* (Häyrén) Kom. et Hind.	+	–	–
23	*Woronichinia naegeliana* (Ung.) Elenk.	–	+	–
24	*Oscillatoria planctonica* Wolosz. (=*Limnothrix planctonica* (Wolosz.) Meff.)	+	+	–
25	*Oscillatoria agardhii* Gom.(=*Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom.)	–	+	–
26	*Oscillatoria tenuis* Ag. ex Gom.(=*Phormidium konstantinosum* (Ag.) Umezaki et Watanabe)	SDB	–	+
27	*Oscillatoria limosa* Ag. et Gom.	–	–	DN
28	*Phormidium mucicola* Naum. et Hub.-Pestal.	–	+	–
29	*Dolichospermum spiroides* (Kleb.) Wack. et al.	+	DN	+
30	*Dolichospermum flos-aquae* (Born.et Flah.) Wack. et al.	–	+	–
31	*Dolichospermum lemmermannii* (Rich.) Wack. et al.	+	–	+
32	*Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz.	–	+	+
33	*Microcystis delicatissima* (W. et G. S. West) Starm.	–	–	+
	Cryptophyta			
34	*Rhodomonas lacustris* Pasch. et Rut.	+	+	+
35	*Chroomonas acuta* Uterm.	–	+	–
36	*Chroomonas brevicilcata* Näg.	–	+	–
37	*Cryptomonas erosa* Ehr.	+	+	+
38	*Cryptomonas woloszynskae* Czosn.	–	+	–
39	*Cryptomonas ovata* Ehr.	–	+	+
	Dinophyta			
40	*Glenodinium edax* Schill. (=*Tyrannodinium edax* (Schill.) Cal.)	–	+	–
41	*Peridinium cinctum* (Müll.) Ehrb.	–	+	–
42	*Peridinium inconspicuum* Lemm.	+	–	+
43	*Ceratium hirundinella* (Müll.) Schrank	SDB	+	–
	Chrysophyta			
44	*Chrysococcus cordiformis* Naum.	+	+	–
45	Chrysococcus *ovalis* Lac. (=*Kephyrion ovale* (Lac.) Hub.-Pest.)	SDN	–	+
46	*Chrysococcus rufescens* var. *rufescens* Klebs.	–	+	–

№	Видовой состав	Сезоны года		
		Весна	Лето	Осень
47	*Chrysococcus punctiformis* Pasch.	–	+	–
48	*Kephyrion ovum* Pasch.	+	+	+
49	*Kephyrion spirale* Conrad.	+	–	+
50	*Kephyrion cupuliforme* Conrad.	–	+	–
51	*Kephyrion moniliferum* (Schmid.) Bourelly(=*Stenokalyx moniliferus* Schmid.)	+	+	+
52	*Dinobryon bavaricum* Imh.	SDN	+	+
53	*Dinobryon cylindricum* Imh.	SDN	+	+
54	*Dinobryon divergens* Imh.	DN	DN;DB	+
55	*Dinobryon sertularia*Ehr.	–	+	–
56	*Dinobryon sociale* Ehr.	–	+	–
57	*Dinobryon sociale* var. *stipitatum* (Stein) Lemm. (=*Dinobryon stipitatum* Stein.)	–	+	–
58	*Dinobryon suecicum* Lemm.	–	+	–
59	*Dinobryon spirale* Iwan.	+	–	+
60	*Pseudokephyrion entzii* Corn.	+	+	–
61	*Mallomonas acaroides* Perty em. Iwan.	+	–	+
62	*Mallomonas elongata* Reverd.	–	–	+
63	*Mallomonas caudata* Iwan.	–	+	–
64	*Mallomonas coronata* Boloch.	+	+	–
65	*Mallomonas tonsurata* Teil.	–	–	+
66	*Mallomonas fresenii* Kent.	–	+	–
67	*Bitrichia chodatii* (Reverd.) Chodat.	–	+	–
68	*Synura uvella* Ehr.	+	–	+
69	*Chrysopyxis urna* Korsh.	–	+	–
	Bacillariophyta			
70	*Stephanodiscus astraea* (Kütz.) Grun.(=*Cyclotella astraea*Kütz.)	+	–	–
71	*Stephanodiscus hantzschii* Grun.	+	+	+
72	*Cyclotella meneghiniana* Kütz. (=*C. kuetzingiana* var. *meneghiniana* Kütz.)	–	+	–
73	*Cyclotella schumannii* (Grun.) Håkasson (=*C. kuetzingiana* var. *schumannii* Grun.)	–	+	–
74	*Campylodiscus noricus* Ehr. ex Kütz.	–	+	–
75	*Discostella stelligera* (Cleve et Grun.) Houk et Klee (=*Cyclotella meneghiniana* var. *stelligera*)	–	+	+
76	*Puncticulata bodanica* (Eulens. ex Grun.) Håkansson (=*Cyclotella bodanica* Eulens. ex Grun.)	+	DB	+
77	*Puncticulata comta* (Kütz.) Håkansson. (=*Cyclotella comta* Kütz.)	+	+	+
78	*Puncticulata radiosa* (Grun.) Håkansson (=*Cyclotella comta* var. *radiosa* Grun.)	+	+	+
79	*Melosira varians* Ag.	+	+	–
80	*Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim. (=incl. f. *curvata* O. Müll., f. *islandica* (O. Müll.) Sim.; *Melosira islandica* ssp. *helvetica* (O. Müll.) Sim.; *Melosira islandica* O. Müll.	DB;DN	+	DB
81	*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. (=*Gaillonella granulata* Ehr.)	+	DB	SDB
82	*Aulacoseira distans* (Ehr.) Sim. (=*Gaillonella distans* Ehr.)	+	–	+
83	*Aulacoseira alpigena* Grun. Kram. (=*Melosira distans* var. *alpigena* Grun.)	–	–	+
84	*Aulacoseira italica* f. *italica* (Ehr.) Dav.(=*Aulacoseira italica* (Ehr.) Sim.;*Gaillonella italica* Ehr.)	+	+	+
85	*Aulacoseira subarctica* (Müll.) Haw. em. Genkal (=*Melosira italica* ss. *subarctica* (Müll.))	+	–	+
86	*Acanthoceras zachariasii* (Brun.) Sim.	–	+	–
87	*Fragilaria constricta* Ehr.	–	+	–
88	*Fragilaria crotonensis* Kitt.	+	+	DB;DN
89	*Fragilaria pinnata* Ehr.	+	+	–
90	*Synedra acus* Kütz.	–	+	+
91	*Synedra amphicephala* var. *amphicephala Kütz.*	–	+	–
92	*Synedra ulna* var. *ulna* (Nitzsch.) Ehr.	+	–	+
93	*Asterionella formosa* var. *formosa* Hass.	SDN	+	SDB
94	*Diatoma tenuis* Ag. (=*D. elongatum*(Lyngb.) Ag.; *Diatoma tenuis* var. *elongatum* Lyngb.)	–	+	–
95	*Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. (=*Diatoma fenestrata* Lyngb.)	DB;DN	DB;DN	DB;DN

№	Видовой состав	Сезоны года		
		Весна	Лето	Осень
96	*Tabellaria flocculosa* (Roth.) Kütz.(*incl.* var. *ventricosa* (Kütz.)Grun.) (=*T. ventricosa* Kütz.; *Conferva flocculosa* Roth.)	+	+	+
97	*Achnanthes calcar* Cl. (=*Gliviczia calcar* (Cl.) Kulikov., Lang.- Bert. et. Witkow.	–	+	–
98	*Achnanthes lanceolata* (Breb. exKütz.) Grun.	+	–	–
99	*Achnanthes borealis* Cl.	+	–	–
100	*Achnanthes gracillima* Hust.	+	–	+
101	*Eunotia praerupta* var. *praerupta* Ehr.	–	+	–
102	*Eunotia septentrionalis* Østr.	+	–	–
103	*Eunotia formica* Ehr.	–	–	+
104	*Eunotia sudetica* Müll.	–	–	+
105	*Meridion circulare* (Grev.) Ag.	+	–	–
106	*Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh.	DB	–	+
107	*Gomphonema acuminatum* Ehr.	–	–	+
108	*Gomphonema constrictum* Ehr.	+	–	–
109	*Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz.	–	–	+
110	*Pinnularia viridis* var. *viridis* (Nitzsch.) Ehr.	SDB	–	–
111	*Pinnularia interrupta* W. Sm.	+	–	–
112	*Surirella dydima* var. *dydima Kütz.*	+	–	–
113	*Navicula dicephala* (Ehr.) W. Sm.	–	+	–
114	*Navicula cryptocephala* var. *cryptocephala Kütz.*	+	–	+
115	*Navicula gracilis* Ehr.	+	–	+
116	*Navicula exigua* (Greg.) Grun.	–	–	+
117	*Navicula longirostris* Hust.	–	+	–
118	*Navicula rotaeana* (Rabench.) Grun.	–	+	–
119	*Navicula radiosa* Kütz.	+	–	–
120	*Navicula salinarum* f. *capitata* Schulz	–	+	–
121	*Cocconeis pediculus* Ehr.	–	+	–
122	*Cocconeis placentula* var. *placentula* Ehr.	SDB	–	–
123	*Diploneis smithii* var. *smithii* (Bréb.) Cl.	–	+	–
124	*Diploneis elliptica* var. *elliptica* (Kütz.) Cl.	–	+	–
125	*Eucocconeis elliptica* Savel. – Dolg.	SDB	–	–
126	*Eucocconeis onegensis* Wisl. et Kolbe	DB	–	–
127	*Frustulia rhomboides* var. *saxonica* (Rabenh.) D. T.	–	+	–
128	*Cymbella lanceolata* var. *lanceolata* (Ehr.) Kirchn. (incl. var.*notata* Wisl. et Poretzky)	–	+	–
129	*Cymbella ventricosa* var. *ventricosa* Kütz.	–	+	–
130	*Cymbella pusilla* Grun.	+	–	–
131	*Cymatopleura solea* var. *apiculata* (W. Sm.) Ralfs	–	+	–
132	*Neidium iridis* var. *iridis* (Ehr.) Cl.	–	+	–
133	*Amphora coffeaformis* var. *coffeaformis* (Ag.) Kütz.	–	+	–
134	*Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz. (incl. var. *gracilis* (Ehr.) Cl.)	–	+	–
135	*Amphora pediculus* (Kütz.) Grun. (=*A. ovalis* var. *pediculus* (Kütz.) V.H.)	–	+	–
136	*Amphora copulata* (Kütz.) Schoem. et Archib. (= *Frustulia copulata* Kütz.)	+	–	–
137	*Amphiprora ornata* Bail.	–	+	–
138	*Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm.	–	+	–
139	*Nitzschia angustata* var. *angustata* (W. Sm.) Grun.	–	+	–
140	*Nitzschia acuta* Cl.	+	–	–
141	*Nitzschia dissipata* (Kütz.) Raben.(= *Synedra dissipata* Kütz .)	+	+	+
142	*Nitzschia hungarica* Grun.	–	+	–
143	*Nitzschia tryblionella* var. *levidensis* (W. Sm.) Grun.	–	+	–
144	*Nitzschia tubicola* Grun.	+	–	+
145	*Campylodiscus noricus* Ehr. ex Kütz. (*incl.* var. *costatum* (W. Sm.) Grun.)	–	+	–

№	Видовой состав	Сезоны года		
		Весна	Лето	Осень
	Euglenophyta			
146	*Trachelomonas volvocina* var. *volvocina* Ehr. (Ehr.)	–	+	–
147	*Trachelomonas volvocina* var. *subglobosa* Lemm. sens. Swir.	–	+	–
148	*Trachelomonas intermedia* Dang.	+	–	+
149	*Euglena caudata* Hübn.	+	–	–
150	*Euglena proxima* Dang.	+	–	+
	Chlorophyta			
151	*Chlamydomonas globosa* Snow	–	+	–
152	*Chlamydomonas incerta* Pasch.	–	+	–
153	*Chlamydomonas reinhardtii* Dang.	SDN	SDN	+
154	*Chlamydomonas monadina* (Ehr.) Stein	+	+	+
155	*Lobomonas stellata* Chod.	–	+	–
156	*Gonium sociale* (Dujard.) Warm.	–	+	–
157	*Pteromonas torta* Korsh.	–	+	–
158	*Phacotus lenticularis* (Ehr.) Dies.	+	+	–
159	*Eudorina elegans* Ehr.	+	+	–
160	*Pandorina morum* (Müll.) Bory	–	+	–
161	*Planktosphaeria gelatinosa* Smith.	–	+	–
162	*Sphaerocystis schroeteri* Chod.	+	+	–
163	*Didymocystis bicellularis* (Chod.)Kom. (=*Desmodesmus bicellularis* (Chod.) An)	+	–	–
164	*Didymocystis incospicua* Korsch. (=*Pseudodidymocystis incospicua* (Korsh.) Hind.)	–	–	+
165	*Pediastrum duplex* Meyen.	–	+	–
166	*Coenococcus planctonicus* Korsh.	+	DN	–
167	*Coenochloris fottii* (Hind.) Tsarenko	SDB	–	–
168	*Coenochloris ovalis* Korsh.	–	+	–
169	*Stichococcus subtilis* (Kütz.) Klerc.	+	–	–
170	*Chlorella vulgaris* var. *vulgaris* Beij.	+	+	+
171	*Tetrachlorella alternans* (Smith) Korsh.	+	–	–
172	*Oocystis elliptica* West	–	+	–
173	*Oocystis lacustris*Chod.	–	+	–
174	*Oocystis submarina* Lag.	–	+	–
175	*Monoraphidium contortum* (Thuret) Kom.-Leg.	SDN	+	+
176	*Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.- Leg.	+	–	–
177	*Ankyra juday* (Smith) Fott	–	+	–
178	*Coelastrum cambricum* Arch.	–	+	–
179	*Coelastrum sphaericum* Näg.	–	+	–
180	*Botryococcus braunii* Kütz.	+	+	–
181	*Crucigenia quadrata*Mor.	–	DN	–
182	*Crucigenia tetrapedia* (Kirch.) Kuntz. (=*Lemmermannia tetrapedia* (Kirch.) Lem.	+	+	+
183	*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb.	–	SDN	–
184	*Scenedesmus bijugatus* var. *bijugatus* (Turp.) Kütz.(=*S. ecornis*.f. *ecornis* (Ralfs.) Chod)	+	–	–
185	*Scenedesmus obtusus*Mey.	–	–	+
186	*Desmodesmus armatus* (Chod.) Heg.	+	–	+
187	*Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind.	–	+	+
188	*Elakatotrix gelatinosa* Wille	+	–	–
189	*Ankistrodesmus graciles* (Rein.) Korsh. (=*Messastrum gracile*(Rein.) Garc.	+	–	–
190	*Ankistrodesmus fusiformis* Corda	–	–	+
191	*Cosmarium ornatum* var. *ornatum* Ralfs ex Ralfs	–	+	–
192	*Cosmarium bioculatum* Bréb. ex Ralfs	+	–	+
193	*Cosmarium phaseolus* Bréb. ex Ralfs	–	–	+
194	*Kirchneriella contorta* (Shmidle) Bohl. (=*Raphidocelis danubiana* (Hind.) Marv. et al.)	–	+	–

№	Видовой состав	Сезоны года		
		Весна	Лето	Осень
195	*Korschikoviella limnetica* (Lemm.) Silva	+	+	–
196	*Koliella spiculiformis* (Visch.) Hind.	+	+	+
197	*Koliella longiseta* (Visch.) Hind.	+	+	+
198	*Koliella spirotaenia* (West) Hind.	–	+	–
199	*Ulothrix zonata* var. *zonata* (Web. et. Mohr.) Kütz.	–	+	–
200	*Gloeotila spiralis* Chod. (=*Stichococcus contortus* (Lemm.) Hind.)	–	+	–
201	*Closterium gracile* var. *gracile* Bréb. ex Ralfs	+	+	–
202	*Closterium pusillum*Hantz.	+	+	–
203	*Staurastrum paradoxum* Mey. ex Ralfs	–	+	+
204	*Staurastrum longipes* (Nord) Teil.(=*Staurastrum paradoxum* var. *longipes* Nord.)	–	–	+

Примечание: «+» – вид присутствует в сообществе фитопланктона; «–» – вид отсутствуетв сообществе фитопланктона; SDN – вид субдоминант по численности; SDB – вид субдоминант по биомассе; DN – вид доминант по численности; DB – вид доминант по биомассе

3.2. Весеннее развитие фитопланктона

В мае 2023 года в районе о. Кижи было определено 97 видовых и внутривидовых таксонов рангом ниже рода водорослей изсеми систематических групп: Bacillariophyta – 38 (39.2%); Chlorophyta – 30 (31%); Cyanobacteria – 10 (10.3%); Chrysophyta – 12 (12.3%); Euglenophyta – 3 (3%); Cryptophyta – 2 (2.1%); Dinophyta – 2 (2.1%).

В весенний период в 2023 году на станции Z_1 преобладали диатомовые водоросли – 32% по численности (N) и 74.1 % по биомассе (B). Доминирующими видами из диатомей выступали – *Aulacoseira islandica* (16.4% от $B_{общ}$), *Euocconeis onegensis* (11.5% от $B_{общ}$), *Tabellaria fenestrata* (11% от $B_{общ}$). Кроме того, в доминирующий комплекс входили золотистые водоросли (28% по N; 15% по B) (доминант *Dinobryon divergens* 11.2% от $N_{общ}$) и цианобактерии (24% по N; 2.4% по B) (доминант – *Aphanocapsa inserta* – 20.3 % от $N_{общ}$) (Рис. 3). Возле причала водного транспорта на о. Кижи, где располагается музей-заповедник «Кижи» (ст. Z_2) преобладали по N цианобактерии (44.7%), среди них *Aphanocapsa elachista* до 27% от $N_{общ}$, диатомовые (28.3%), в основном *A. islandic*a (15% от $N_{общ}$) и золотистые водоросли (15.8%) – виды рода *Dinobryon*. По B доминировали диатомеи до 71.1% (*A. islandica*– 38% от $B_{общ}$) (см. Рис. 3).

В районе ст. Z_3, с восточной стороны острова, по N и B доминировали диатомовые и золотистыеводоросли (по N – 38.4% вклад каждого отдела; по B – 60.2% и 24.1%, соответственно). Диатомеи были представлены *Tabellaria fenestrata* (31% от $B_{общ}$) и видами рода *Aulacoseira* (до 14%от $N_{общ}$), з*олотистые водоросли состояли из видов* рода *Dinobryon* (доминант: *D. divergens*) (18% от $N_{общ}$) и видов рода *Kephyrion* (субдоминант: *Kephyrion ovale*). Кроме того, по численности преобладали и зеленые водоросли (16.5%) (субдоминанты: *Monoraphidium contortum*, *Stichococcus subtilis*) (см. Рис. 3). В юго-восточной части исследуемого района (ст. Z_4) доминантами по N в весенний период являлись цианобактерии (до 33.2%), в основном за счет развития *Merismopedia punctat*a (16% от $N_{общ}$). По N и B активно развива-

Таблица 2. Содержание биогенных элементов в воде района Кижских шхер Онежского озера в период открытой воды 2023 года

Станция	Дата отбора	$P_{мин}$, мкг/л	$P_{общ}$, мкг/л	NH_4^+, мгN/л	NO_2^-, мгN/л	NO_3^-, мгN/л	$N_{общ}$, мгN/л	$N_{орг}$, мгN/л	Si, мгSi/л
Z_1	Май	1	4	0.02	0.000	0.03	0.32	0.27	0.53
	Июль	1	11	0.05	0.001	0.01	0.24	0.17	0.39
	Сентябрь	1	17	0.01	0.000	0.00	0.27	0.26	0.26
Z_2	Май	1	6	0.02	0.000	0.04	0.29	0.23	0.52
	Июль	2	10	0.05	0.001	0.01	0.24	0.18	0.31
	Сентябрь	1	10	0.01	0.000	0.00	0.32	0.31	0.25
Z_3	Май	1	1	0.02	0.000	0.08	0.31	0.21	0.39
	Июль	1	8	0.05	0.001	0.04	0.31	0.21	0.28
	Сентябрь	1	11	0.01	0.000	0.02	0.27	0.23	0.27
Z_4	Май	1	5	0.02	0.000	0.04	0.32	0.26	0.47
	Июль	1	12	0.04	0.001	0.03	0.25	0.19	0.30
	Сентябрь	1	11	0.01	0.000	0.02	0.28	0.25	0.25

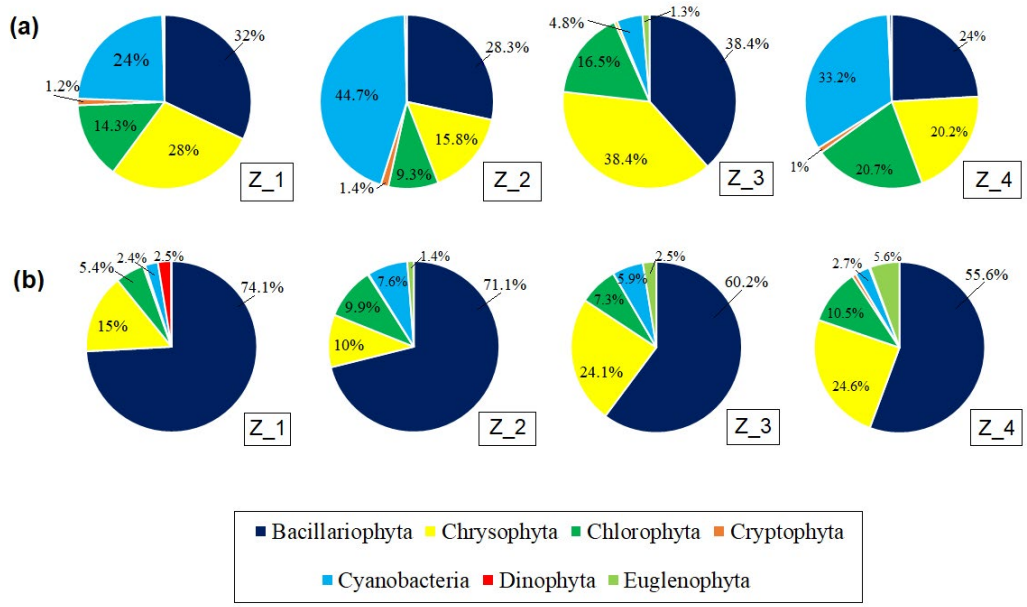


Рис.3. Структура фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера (станции отбора проб –Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) в мае 2023 года: (*a*) – по численности, (*b*) – по биомассе.

лись диатомеи (24% по N; 55.6% по B) (доминанты: *A. islandica* 27% от $B_{общ}$, *Tabellaria fenestrata* 11% от $B_{общ}$) и золотистые водоросли (20.2% по N; 24.6% по B) – *D. divergens* (11.2% от $B_{общ}$). Также достаточно активно вегетировали зеленые водоросли (до 20.7% по N; 10.5% по B) (субдоминанты: *Clamydomonas reinhardii*, *Coenococcus fottii*) (см. Рис. 3). В наименьшем количестве на всех станциях исследования в районе о. Кижи в мае 2023 года были отмечены криптофитовые (до 1.4% по N), динофитовые (до 5.6% по B) и эвгленовые водоросли (до 2.5% по B) (см. Рис. 3).

В результате анализа сапробиологических характеристик видов фитопланктона, обнаруженных в районе Кижских шхер Онежского озера в мае 2023 года ($S = 1.6 \pm 0.05$) данный тип вод относится к β-мезосапробной зоне (3 класс качества воды, удовлетворительно-чистая) (Таблица 3).

Общая численность (N_{tot}) фитопланктона изменялась от 750 до 2003 тыс. кл/л., а общая биомасса ($B_{общ}$) от 0.61 до 1.21 мг/л (см. Таблица 3). В юго-восточной части района исследования от о. Кижи (ст. Z_4) показатели $N_{общ}$ были выше по сравнению с другими ст.1 4.2 мкм^3) и средних размеров – зеленых водорослей *C. Reinhardii* ($V_{кл.}$ = 590.6 мкм^3) и *C. fottii* ($V_{кл.}$ = до 47.8 мкм^3). $B_{общ}$ на ст. Z_4 формировалась крупноклеточными диатомовыми *A. islandica* ($V_{кл.}$ = до 1952 мкм^3) и *T. fenestrata* ($V_{кл.}$ = 2059 мкм^3), а также золотистыми *D. divergens* ($V_{кл.}$ = 914 мкм^3). Кроме того, рядом с причалом водного транспорта на о. Кижи (ст. Z_2) $N_{общ}$ (см. Таблица 3) достигала высоких значений за счет активного развития цианобактерий, а именно мелкоклеточной цианофитовой *A. elachista* ($V_{кл.}$ = 22.5 мкм^3). Полученные количественные показатели развития планктонного фитоценоза в весенний период изучаемого района характеризуют его как олиготрофный участок Онежского озера.

Концентрация хлорофилла *a* в воде в мае 2023 года на всем исследованном участке была равномерна, за исключением ст. Z_1, где было отмечено наименьшее значение пигмента (2 мкг/л). Содержание хлорофилла *a* (2-4 мкг/л) в воде находилось в пределах олиго-α-мезотрофии (см. Таблица 3).

Таблица 3. Показатели развития фитопланктонаи индексы сапробности в районе о. Кижи Онежского озера (май, 2023 год)

Показатель	Станции отбора проб			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Количественные показатели				
$N_{общ}$, тыс.кл./л	968	1647	750	2003
$B_{общ}$, мг/л	0.98	0.96	0.61	1.21
Хлорофилл *a*				
Хл *a*, мкг/л	2	3.7	3.6	4
Индекс сапробности				
S	1.66	1.43	1.59	1.61

3.3. Развитие фитопланктона в период биологического лета

В июле 2023 года в исследуемом районе было обнаружено 138 видовых и внутривидовых таксонов рангом ниже рода водорослей из семи систематбщических групп: Bacillariophyta – 44 (32%); Chlorophyta – 39 (28.3%); Cyanobacteria – 25 (18%); Chrysophyta – 19 (13.8%); Euglenophyta – 2 (1.5%); Crypthophyta – 6 (4.3%); Dinophyta – 3 (2.1%).

Летом 2023 г.в северо-западной части от о. Кижи (ст. Z_1) доминировали по N Chlorophyta (35.5%; доминант *Crucigenia quadrata*–20.1% от $N_{общ}$) и Cyanobacteria (41.9%)–виды-доминанты – *Gomphosphaeria lacustris* (25.1% от $N_{общ}$), *Gloeocapsa limnetica* (13.6% от $N_{общ}$). По N и по B преобладали Chrysophyta (15.8% и 80%, соответственно)– преобладающий вид *Dinobryon divergens* (10% от $N_{общ}$; 68% от $B_{общ}$) (Рис. 4). На станции Z_2 доминировали по N Cyanobacteria (52.5%; *Aphanocapsa elachista* – 16.2% от $N_{общ}$) и Chlorophyta (22.7%; виды рода Chlorococcales). По N и по B в доминирующий комплекс входили Chrysophyta (12.5% и 30.7%, соответственно; доминант *Dinobryon divergens* 22.5% от $B_{общ}$) и Bacillariophyta (9.9% и 52.5%, соответственно; доминанты *Tabellaria fenestrata* 26.4% от $B_{общ}$, *Aulacoseira granulata* 13% от $B_{общ}$) (см. Рис. 4).

В северо-восточном районе (ст. Z_3) в летний период по N доминировали Cyanobacteria (65%) и Chlorophyta (12.4%). По N и по B преобладали Chrysophyta (13.8% и 41%, соответственно) и Bacillariophyta (по B – 43.7%). В доминантный комплекс на ст. Z_3 входили следующие виды – *Dinobryon divergens* (32.5% от $B_{общ}$), *Aphanothece clathrata* (28.3% от $N_{общ}$), *Puncticulata bodanica* (20.8% от $B_{общ}$), *Dolichospermum spiroides* (11.7% от $N_{общ}$), *Aphanocapsa elachista* (10.6% от $N_{общ}$) (см. Рис. 4).В юго-восточной части района Кижских шхер Онежского озера (ст. Z_4) по N доминировали Chlorophyta (25.9%, доминант: *Coenococcus planctonicus* – 13% от $N_{общ}$) и Cyanobacteria (41.4%, доминирующие виды: *Aphanocapsa elachista*–13% от $N_{общ}$, *Gomphosphaeria lacustris*– 15% от $N_{общ}$). По N и по B преобладали Chrysophyta (21.1% и 42.5%, соответственно; доминант *Dinobryon divergens*–31.5% от $N_{общ}$). На всех станциях исследования в районе Кижских шхер летом в 2023 г. наименьшее развитие получили отделы микроводорослей – Cryptophyta (до 1.7% по N), Dinophyta (до 6.4% по B) и Euglenophyta (до 8.2% по B) (см. Рис. 4).

В июле 2023 года район о. Кижи можно отнести к олигосапробной зоне (2 класс качества воды, чистая) на основе рассчитанного S (1.52 ± 0.03) (Таблица 4). $B_{общ}$ фитопланктона находилась в пределах от α-β-мезовтрофиид о α-евтрофии (1.54-6.64мг/л), а концентрация Хл *a* – в пределах олиго-α-мезотрофии (1.1-4.6 мкг/л). $N_{общ}$ фитопланктона варьировала от 1450 до 4983 тыс.кл./л (см. Таблица 4). Наибольшее содержание Хл *a* в воде было отмечено на ст. Z_1, где активно вегетировали Chlorophyta (35.5%) – одни из самых продуктивных отделов фитопланктона (см. Таблица 4).

На ст. Z_2, где сосредоточено наибольшее количество водного транспорта, биомасса фитопланктона достигала 6.64 мг/л, причем активно развивались мелкоклеточные цианобактерии (*Aphanocapsa elachista*, $V_{кл.}$ = 2 мкм^3), зеленые водоросли (виды sp. *Crucigenia*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Pandorina*, *Coenococcus*, *Elakatohrix*, *Koliella*, *Chlamydomonas*, $V_{кл.}$ = от 14 до 270 мкм^3) и водоросли более крупного размера – золотистые и диатомовые. Весной также отмечалось активное развитие золотистой *Dinobryon divergens* и диатомовой *Tabellaria fenestrata*, но именно в летний период объемы клеток этих двух видов были выше соответственно в шесть и в два раза, чем в

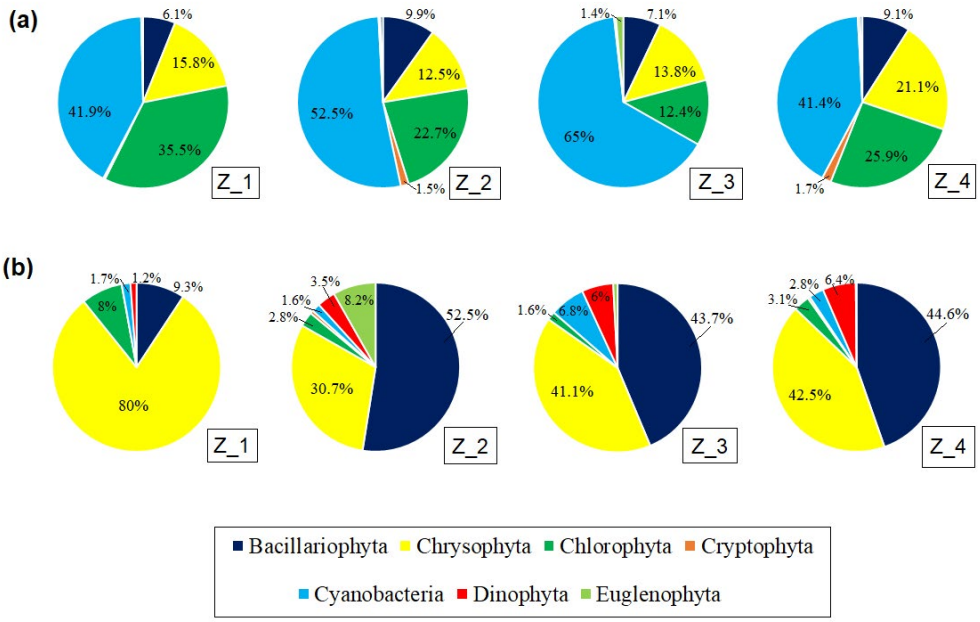


Рис.4. Структура фитопланктона в районе о. Кижи Онежского озера (станции отбора проб –Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) в июле 2023 года: (*a*) – по численности, (*b*) – по биомассе.

Таблица 4. Показатели развития фитопланктона и индексы сапробности в районе о. Кижи Онежского озера (июль, 2023 год)

Показатель	Станции отбора проб			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Количественные показатели				
$N_{общ}$, тыс.кл./л	1743	4983	2358	1450
$B_{общ}$, мг/л	1.54	6.64	3.37	2.40
Хлорофилл *a*				
Хл *a*, мкг/л	4.6	3.2	1.1	2.3
Индексы сапробности				
S	1.46	1.54	1.61	1.47

весенний период, что связано с активным ростом самих клеток. Длина домика в кустистых колониях *Dinobryon divergens* достигала 68 μ, а ширина– 13 μ ($V_{кл.}$ = 5978 мкм^3). Кроме того, идентифицированы колонии *Tabellaria fenestrata* разных размеров, где длина створки достигала 107 μ, а высота септы 18.2 μ (средний $V_{кл.}$ = 6364 мкм^3). Также активное развитие получила крупная диатомовая *Aulacoseira granulate* с длиной и высотой створки 42 μ и 28 μ, соответственно ($V_{кл.}$ = 25848 мкм^3).

На ст. Z_3 высокая $N_{общ}$ (см. Таблица 4) была сформирована цианобактериями *Aphanothece clathrata*, *Aphanocapsa elachista* ($V_{кл.}$ = до 3 мкм^3) и *Dolichospermum spiroides* ($V_{кл.}$ = до 331 мкм^3), а $B_{общ}$ – крупной золотистой *Dinobryon divergens* и центрической диатомовой *Puncticulata bodanica* ($V_{кл.}$ = до 21086 мкм^3), диаметр панциря которой достигал 50 η.

3.4. Развитие осеннего фитопланктона

В результате исследования сообщества фитопланктона района Кижских шхер Онежского озера в сентябре 2023 г. было идентифицировано 82 вида водорослей изсеми систематических групп: Bacillariophyta – 28 (34.1%); Chlorophyta – 20 (24.4%); Cyanobacteria – 15 (18.3%); Chrysophyta – 13 (15.9%); Euglenophyta – 2 (2.4%); Crypthophyta – 3 (3.7%); Dinophyta – 1 (1.2%).

В альгофлоре в осенний период на станции Z_1 доминировали диатомеи (59.5% по N; 93.7% по B) и цианобактерии (34.8% по N). Представитель диатомовых водорослей, в основном летнего комплекса фитопланктона, *Fragilaria crotonensis* выступал абсолютным доминантом как по численности (54%), так и по биомассе (74.4%). *Среди цианобактерий* доминантом являлся *Aphanothece clathrata* (11% от $N_{общ}$) (Рис. 5). На станции Z_2 осенью доминировали по N диатомовые (56.4%) и цианобактерии (35.4%), среди них *Fragilaria crotonensis* (46% от $B_{общ}$), *Aphanocapsa inserta* (15.5% от $N_{общ}$). По B доминировали диатомовые до 83.6% (*F.crotonensis* – 57% от $B_{общ}$). Обилие зеленых (10.4%) наблюдалось за счет развития *Coelosphaerium kuetzingianum* (10% от $B_{общ}$) (см. Рис. 5).

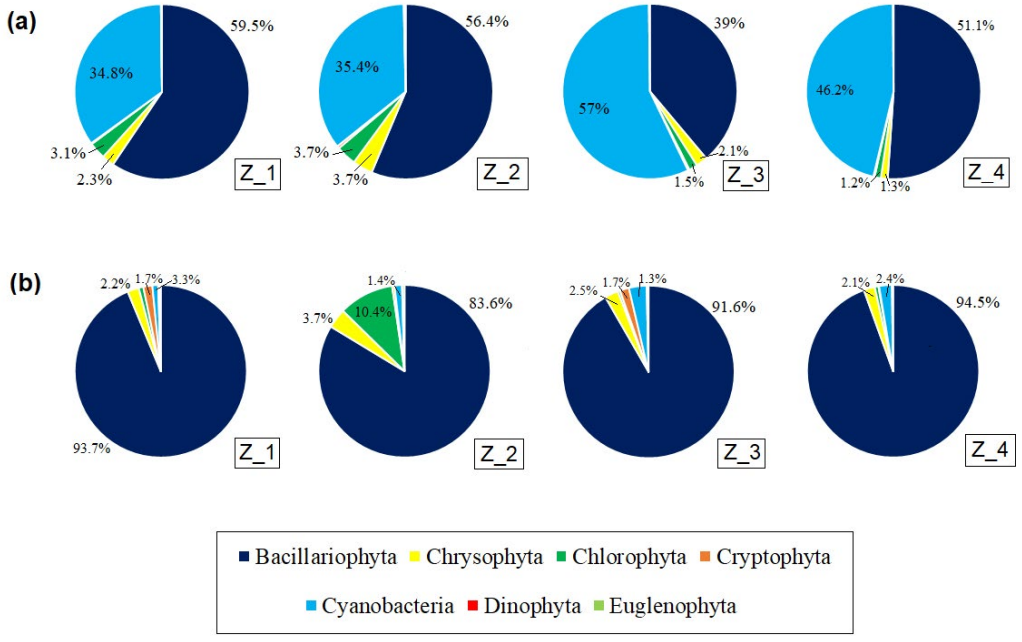


Рис.5. Структура фитопланктона в районе о. Кижи Онежского озера (станции отбора проб –Z_1; Z_2; Z_3; Z_4) в сентябре 2023 года: (*a*) – по численности, (*b*) – по биомассе.

В северо-восточном районе шхер (ст. Z_3) по N доминировали цианобактерии (57%) и диатомовые (39%), по B – диатомовые (91.6%). Доминантный комплекс был представлен *Fragilaria crotonensis* (23% от $N_{общ}$; 40% от $B_{общ}$), *Tabellaria fenestrata* (4.2% от $N_{общ}$; 17.7% от $B_{общ}$), *Gomphosphaeria lacustris* f.*compacta* (20.7% от $N_{общ}$), *Aphanothece clathrata* (16.1% от $N_{общ}$), *Oscillatoria limosa* (14.8% от $N_{общ}$) (см. Рис. 5). В юго-восточной части района Кижских шхер Онежского озера (ст. Z_4) доминантами по N и по B в осенний период выступали диатомовые водоросли (51.1% и 94.5%, соответственно) за счет активного развития *Fragilaria crotonensis* (42% от $N_{общ}$, 64% от $B_{общ}$), и цианобактерии (до 46.2%) в основном за счет развития *Aphanothece clathrata* (15% от $N_{общ}$), *Oscillatoria limosa* (14% от $N_{общ}$). В сентябре 2023 года в районе Кижских шхер Онежского озера в наименьшем количестве были встречены Cryptophyta (до 1.7% по N), Dinophyta (до 0.4% по B) и Euglenophyta (до 0.3% по B) (см. Рис. 5).

В результате сапробиологического анализа микроводорослей в районе о. Кижи в сентябре 2023 года, S был выше (2.1 ± 0.14), чем в весенний и осенний периоды, что связано с более высоким количественным развитием β-мезосапробных видов, таких как *Fragilaria crotonensis*, *Aphanothece clathrata*, *Oscillatoria tenuis*, *Snowella lacustris*, *Aphanocapsa inserta*. Полученные результаты характеризовали этот район, как β-мезосапробную зону с 3 классом качества воды (удовлетворительно-чистая) (Таблица 5).

В сентябре 2023 года в исследованном районе $B_{общ}$ микроводорослей находилась в пределах от α-β-мезовтрофии до α-евтрофии (от 2.86 до 4.92 мг/л), концентрация Хл *a* (5.8-7.5 мкг/л) – в пределах α-β-мезотрофии, а $N_{общ}$ варьировала от 4285 до 8645 тыс. кл/л (см. Таблица 5). Наибольшая концентрация Хл *a* была отмечена на ст. Z_2 и ст. Z_3, на фоне активного развития диатомовых водорослей и цианобактерий вегетировали и продуктивные виды зеленых водорослей (до 10.4%). Самые вымсокие значения биомассы была отмечена на ст. Z_4, где наибольший вклад внесли диатомовые водоросли (94.5%), а именно диатомовая с многочисленными колониями *Fragilaria crotonensis* ($V_{кл.}$ = 873мкм^3), и мелкоклеточные цианобактерии *Aphanothece clathrata* и *Oscillatoria limosa* ($V_{кл.}$ = 50.2 мкм^3).

4. Обсуждение

Одним из важных факторов, определяющим развитие фитопланктона, является температура воды (Reynolds, 2006; Winder and Sommer, 2012). В период исследования в районе Кижских шхер Онежского озера температура поверхностного слоя была в пределах многолетней изменчивости: 14.9 ± 0.41°C (май 2023 г.) –10.5-19.9°C (1994-2020 гг.); 18.1 ± 0.24°C (июль 2023 г.) –17.2-20.8°C (1996-2021 гг.); 14.5 ± 0.050°C (сентябрь 2023 г.) – 9.8-14.2°C (2004-2008 гг.).

Количественное и качественное развитие фитопланктона тесно связано с химическим составом вод, особенно с содержанием биогенных элементов в воде (Reynolds, 2006). На момент исследования концентрации P, N, Si на всех станциях района о. Кижи различались незначительно. Содержание общего фосфора в исследованном районе Онежского озера в среднем составляло 9 мкг/л, что соответствовало олиготрофному типу вод согласно геохимической классификации. Стоит отметить, что такое же значение по содержанию $P_{общ}$ было получено в этом районе озера в 2019-2020 гг. (Galakhina et al., 2022), что может свидетельствовать о стабильности экологической обстановки в этом районе озера в последние годы. В Кижских шхерах отмечена сезонная динамика $P_{общ}$: наблюдалось увеличение его концентрации от весны к лету и осени, что было связано с ростом органической формы фосфора в то время, как минеральная оставалась неизменной. Для незагрязненных водных объектов Карелии характерна высокая доля $P_{орг}$ в составе$P_{общ}$, которая связана с природными соединениями как автохтонного, так и аллохтонного происхождения (Рыжаков и др., 2016). Как и в случае с фосфором, содержание азотных форм между всех станций Кижских шхер варьировало незначительно. В составе общего азота превалировал $N_{орг}$, на его долю приходилось более 50%, содержание минеральных форм было значительно ниже. Что касается сезонной динамики, то в исследованном районе озера отмечено уменьшение концентрации нитратов от весны (0.03-0.08 мгN/л) к осени (0.00-0.02 мгN/л) вплоть до полного их отсутствия на некоторых станциях. Это является весьма закономерным поскольку в литоральных зонах идет актив-

Таблица 5. Показатели развития фитопланктона и индексы сапробности в районе о. Кижи Онежского озера (сентябрь, 2023 год)

Показатель	Станции отбора проб			
	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4
Количественные показатели				
$N_{общ}$, тыс.кл./л	5305	4285	6712	8645
$B_{общ}$, мг/л	3.42	2.86	3.33	4.92
Хлорофилл *a*				
Хл *a*, мкг/л	5.8	7.5	7.5	6.7
Индексы сапробности				
S	2.42	2.3	1.81	1.95

ное потребление NO_3^- фитопланктоном (Сабылина и Рыжаков, 2018). Кроме того, отмечено, что максимальные концентрации NH_4^+ приходились на летний период (в среднем 0.05 мгN/л).

Кремний играет важную физиологическую роль и участвует в метаболизме клеток диатомовых водорослей (Martin-Jézéquel et al., 2000). Содержание данного элемента в период исследования в районе о. Кижи варьировало от 0.25 до 0.53 мгSi/л. Отличия были обусловлены сезонной динамикой этого элемента: отмечалось снижение содержания Si от весны к осени, что связано с активизацией роста диатомового планктона, поскольку кремний участвует в построении его клеточной стенки (Martin-Jézéquel et al., 2000; Рыжаков и др., 2019).

Одним из важных критериев для развития фитопланктона является соотношение $N_{общ}$ к $P_{общ}$. Принято, что для нормального развития фитопланктона среднее отношение N/P в водных экосистемах должно составлять – 16N:1P (Redfield, 1934). На момент исследования в районе о. Кижи Онежского озера соотношение $N_{общ}/P_{общ}$ варьировало от 240/10до 320/4 (в мг/л), что указывает на фосфор в качестве лимитирующего фактора для развития фитопланктона в данном районе исследования. Для диатомовых водорослей фосфор имеет второстепенное значение и эти водоросли могут развиваться при очень низких его концентрациях в отличие от цианобактерий, для которых присутствие фосфора в воде значимо. Однако, в период исследования в районе о. Кижи, концентрации общего фосфора были низкими. Возможно, на высокое развитие цианобактерий могло повлиять именно соотношение$N_{общ}$ к $P_{общ}$. Известно, что чем ниже соотношение этих двух элементов ($N_{общ}/P_{общ} \leq 29/1$), тем больше вероятность доминирования цианобактерий в сообществе фитопланктона (Smith, 1983; Havens et al., 2003; Graham et al., 2004; Harris et al., 2016). Так, в 2023 году в районе исследования было отмечено увеличение численности цианобактерий от весны к осени (от 736 до 3990 тыс. кл. /л) при уменьшении соотношения $N_{общ}/P_{общ}$ от 310 (май) до 15.9 (сентябрь).

Видовой состав фитопланктона в период исследования в целом не претерпел изменений и является характерным для Онежского озера (Вислянская и др., 1999; Чекрыжева, 2012; Смирнова, 2025). В целом сообщество фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера сформировано типичными представителями диатомовых, зеленых, золотистых водорослей и цианобактерий. Ведущая по видовому разнообразию группа диатомовых представлена классами Centrophyceae и Pennatophyceae, что характерно для большинства водоемов Арктики и Субарктики (Комулайнен и др., 2006; Гецен, 1985).

По результатам ранних наблюдений (1967-2010 гг.) изучаемого района весной вегетировали диатомовые водоросли, в раннелетний период – золотистые водоросли (виды рода *Dinobryon*), в летний период интенсивно вегетировали мелкоклеточные виды рода Chlorococcales и золотистых водорослей (Петрова, 1975; Чекрыжева и Вислянская, 2000; Чекрыжева, 2008). В структуре осеннего фитопланктона при доминировании диатомовых водорослей (в основном – *A. islandica*) интенсивно развивались и цианобактерии – *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Woronichinia*, *Coelosphaerium* (Чекрыжева и Вислянская, 2000).

Однако, в связи с высокой температурой поверхности воды в мае 2023 года (до 15.8˚C) альгоценоз был представлен не только видами весеннего комплекса (доминант: *Aulacoseira islandica*) диатомовых водорослей, но и летнего (доминант: *Tabellaria fenestrata*). Кроме того, в весенний период активно развивались цианобактерии, зеленые и золотистые водоросли, характерные больше для летнего периода развития фитопланктона. На момент исследованияв районе о. Кижи Онежского озера были отмечены невысокие количественные показатели микроводорослей (см. Таблица 2), когда ранее (1994-2005 гг.) в весенний период $B_{общ}$ варьировала от 1.10 до 2.50 мг/л, а $N_{общ}$ изменялась от 730 до 1320 тыс.кл./л (Вислянская и др., 1999; Сярки и др., 2015). Возможно, максимум развития весеннего фитопланктона в 2023 году пришелся на начало-середину мая и в наших сезонных наблюдениях был пропущен.

Фитоценоз района Кижских шхер в летний период 2023 г. характеризуется высоким уровнем развития фитопланктона (см. Таблица 3). Полученные современные количественные показатели микроводорослей ($N_{общ}$: 2633.8 ± 805.68 тыс. кл. /л; $B_{общ}$: 3.49 ± 1.11 мг/л) выходят за рамки доверительного интервала по сравнению с показателями ранних наблюдений ($N_{общ}$: 1016.1 ± 437.98 тыс. кл. /л; $B_{общ}$: 0.73 ± 0.24 мг/л). Увеличение общей численности и общей биомассы летнего фитопланктона в последние годы произошло в основном за счет увеличения мелкоклеточных видов цианобактерий (*Aphanocapsa elashista*, *Gomphosphaeria lacustris*, *Dolichospermum spiroides*). Так, ранее численность и биомасса цианобактерий в летний период в среднем составляли 456.4 ± 417.8 тыс.кл./л и 0.016 ± 0.01 мг/л, соответственно, а в 2023 г.– 1370.1 ± 463.84 тыс.кл./л и 0.108 ± 0.04 мг/л, соответственно. Несмотря, на то, что температура воды находится в пределах многолетней изменчивости, а показатели общего фосфора – на уровне олиготрофии, возможно на развитие летнего фитопланктона влияет комплекс различных факторов: хорошо прогреваемое мелководье с температурой поверхности воды до 21˚C, слабая динамика водных масс, а также низкие значения соотношения $N_{общ}/P_{общ,}$ которыепозволяют активно развиваться цианобактериям. Выявление более точных причин увеличения микроводорослей в последние годы требует дополнительных исследований.

Для сообщества фитопланктона района о. Кижи характерен осенний пик развития фитопланктона, формирующийся не только диатомовыми водорослями (как для основной акватории Онежского озера), но и цианобактериями (Чекрыжева и Вислянская, 2000), что было отме-

чено в сентябре 2023 г. Из состава диатомовых водорослей в осенний период активно развивалась теплолюбивая диатомея – *Fragilaria crotonensis*, типичный представитель летнего комплекса фитопланктона Онежского озера (Чекрыжева, 2008; 2012; Трифонова, 1990), что связано с высоким для осени прогревом поверхности воды (до14.6˚С). Высокие количественные показатели отличались от ранних наблюдений состояния осеннего фитопланктона в 1994 году ($B_{общ}$ 0.70-2.00 мг/л; $N_{общ}$ 350-590 тыс. кл./л), однако, важно отметить, что данное наблюдение было проведенов середине октября, когда развитие фитопланктона уменьшается и подходит к зимнему состоянию.

Концентрации хлорофилла *a* в воде увеличивались от весны к осени, что возможно связано с увеличением мелкоклеточных более продуктивных форм водорослей (Гутельмахер, 1986), а также средне продуктивных диатомовых, численность которых изменялась от 482 тыс.кл./л (май) до 4415 тыс.кл./л (сентябрь).

5. Выводы

В районе о. Кижи Онежского озера в 2023 году было отмечено высокое видовое разнообразие микроводорослей во все сезоны наблюдений. В весенний и осенний периоды массово и количественно развивалисьдиатомовыеи цианобактерии, летом –цианобактерии, зеленые и золотистые водоросли. Было отмечено уменьшение концентрации кремния от весны к осени, что связано с активным увеличением диатомовых водорослей, а также снижение значений соотношения $N_{общ}/P_{общ}$, что возможно повлияло на активное развитие цианобактерий. По количественным показателям фитопланктона, концентрации хлорофилла *a* и индексов сапробности, в 2023 году район о. Кижи Онежского озера, как и ранее, относился к мезотрофным участкам Онежского озера (β-мезосапробная зона, с 3 классом качества воды).

Полученные данные в целом сопоставимы с результатами предыдущих исследований. Исключением, являются высокие показатели развития фитопланктона в летний период, где возможной причиной увеличения цианобактерий является более высокий прогрев поверхностного слоя воды, а также соотношение биогенных элементов.

Таким образом, сформировавшиеся особые природные условия в районе Кижских шхер, характеризующиеся лучшим прогревом водных масс, замедленным водообменом с открытой частью озера, а также наличием антропогенной нагрузки, определяют более продуктивное развитие фитопланктона, в отличие глубоководных участков водоема. При усилении антропогенной нагрузки и потепления климата возможны более сильные изменения в фитоценозе исследованного района Онежского озера.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-17-20018, https://rscf.ru/project/23-17-20018/, проводимого совместно с органами власти Республики Карелия с финансированием из Фонда венчурных инвестиций Республики Карелия (ФВИ РК).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. 2017. В: Лозовик П.А., Ефременко Н.А. (ред.). СПб.: Нестор-История.

Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio.

Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. 1989. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова Думка.

Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н. и др. 1999. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера. Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 113–120.

Гецен М.В. 1985. Водоросли в экосистемах крайнего Севера. Л.: Наука.

Голубев А.И. 1999. Геологическое строение района заказника «Кижские шхеры». Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 4–10.

ГОСТ 17.1.4.02–90. 1990. Госкомитет СССР по охране природы. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. М.: Издательство стандартов.

Гутельмахер Б.Л. 1986. Метаболизм планктона как единого целого: Трофометаболические взаимодействия зоо- ифитопланктона. Л.: Наука.

Дейнес Ю.Е. 2013. Геологическое строение острова Кижи по геофизическим данным. В: Материалы XXIV Молодёжной научной конференции, посвящённой памяти чл.-корр. АН СССР К.О. Кратца «Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии северо-запада России». Апатиты, 7–10 октября 2013 г. Апатиты: Изд-во К & М, С. 43–45.

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И. 2015. Многолетняя изменчивость температуры воды и ледовая фенология. В: Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 38–44.

Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И. и др. 1951. Диатомовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Выпуск 4. М.: Советская наука.

Ивантер Э.В., Коросов А.В. 2010. Элементарная биометрия: учебное пособие. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ.

Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т. и др. 2023. Лимнологические показатели состояния Онежского озера и Выгозерского водохранилища: температура воды, концентрация хлорофилла а, продукция фитопланктона. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2023621189. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук» (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 12 апреля 2023 г.

Капитонова С.А. 2008. Кижи: Экологические проблемы. В: Регеранд Т.И., Кухарев В.И., Филатов Н.Н.,

Потахин С.Б., Назарова Л.Е., Полякова Т.Н. (ред), Водная среда: комплексный подход к изучению, охране и использованию. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, с. 108–112.

Киселев И.А. 1954. Пировитовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. М.: Советская наука.

Китаев С.П. 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Комулайнен С.Ф., Чекрыжева Т.А., Вислянская И.Г. 2006. Альгофлора озер и рек Карелии. Таксономический состав и экология. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Лозовик П.А. 2013. Геохимическая классификация поверхностных вод гумидной зоны на основе их кислотно-основного равновесия. Водные ресурсы 40(6): 583–593.

Макрушин А.В. 1974. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов индикаторов загрязнения. Л.: Наука.

Матвиенко А.М. 1954. Золотистые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Выпуск 3. М.: Советская наука.

Методы гидробиологических исследований внутренних вод. 2024. В: Крылов А.В. (ред.). Борок: ИБВВ РАН.

Озера Карелии. Справочник. 2013. В: Филатов Н.Н., Кухарев В.И. (ред.). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. Гидробиологический журнал 29(4): 62–76.

Онежское озеро. Атлас. 2010. Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Петрова Н.А. 1971. Фитопланктон Онежского озера. В: Растительный мир Онежского озера. Л.: Наука, С. 88–121.

Петрова Н.А. 1975. Фитопланктон литоральной зоны Онежского озера. В: Литоральная зона Онежского озера. Л: Наука, С. 138–145.

ПНД Ф 14.1:2:3:4.279-14. 2014. Методика определения органического углерода и общего азота в питьевых, природных и сточных водах методом высокотемпературного окисления с использованием анализаторов углерода и азота.

Протасов Ю.Г. 1999. Некоторые актуальные вопросы антропогенного воздействия на территории охранной зоны музея-заповедника «Кижи». Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 126–131.

Рыжаков А.В., Зобкова М.В., Лозовик П.А. 2016. Особенности содержания и распределения форм фосфора в водоемах гумидной зоны. Труды Карельского научного центра РАН 9: 33–45.

Рыжаков А.В., Вапиров В.В., Степанова И.А. 2019. Кремний в поверхностных водах гумидной зоны (на примере водных объектов Карелии). Труды Карельского научного центра РАН 3: 52–60.

Сабылина А.В. 1999. Современный гидрохимический режим озера. В: Филатов Н.Н. (ред.), Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 58–99.

Сабылина А.В., Рыжаков А.В. 2007. Химический состав воды озера. Онежское озеро и его притоки. В: Лозовик П.А., Куликова Т.П., Мартынова Н.Н. (ред.), Состояние водных объектов Республики Карелия по результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 29–40.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А., Рыжаков А.В. и др. 2012. Биогенные элементы и органическое вещество в Онежском озере и его заливах. Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. В: Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием. Петрозаводск, 10–14 сентября 2012 г. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 75–78.

Сабылина А.В., Рыжаков А.В. 2018. Гидрохимическая характеристика литоральной зоны Онежского озера. Водные ресурсы 45(2): 179–187.

Смирнова В.С. 2025. Трофическое состояние района Кижских шхер Онежского озера и оценка качества воды по показателям летнего фитопланктона. Limnology and Freshwater Biology 1: 30–51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

Сярки М.Т., Теканова Е.В., Чекрыжева Т.А. 2015. Планктон пелагиали Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2015620274. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 13 февраля 2015 г.

Трифонова И.С. 1990. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука.

Федоров В.Д. 1979. О методах изучения фитопланктона и его активности. М: Наука.

Филатов Н.Н., Баклагин В.Н., Богданова М.С. и др. 2020. Диагноз и прогноз термогидродинамики и экосистем великих озер России. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Хохлова Т.Ю., Семина О.В. 1988. Природа Кижских шхер. Петрозаводск: Карелия.

Чекрыжева Т.А., Вислянская И.Г. 2000. Фитопланктон. Инвентаризация и изучение биологического разнообразия на территории Заонежского полуострова и северного приладожья. В: Оперативно-информационные материалы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 167–175.

Чекрыжева Т.А. 2008. Фитопланктон как компонент биоресурсной базы озера. В: Кухарев В.И., Лукин А.А. (ред.), Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 24–36.

Чекрыжева Т.А. 2012. Таксономическая и экологическая характеристика фитопланктона Онежского озера. Труды Карельского научного центра РАН 1: 56–69.

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last htree decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management 17: 1–14.

Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B. et al. 2004. Environmental factors influencing microcystin distribution and con-centration in the Midwestern United States. Water research 38: 4395–4404.

Harris T.D., Smith V.H., Graham J.L. et al. 2016. Combined effects of nitrogen to phosphorus and nitrate to ammonia ratios on cyanobacterial metabolite concentrations in eutrophic Midwestern USA reservoirs. Inland Waters 6(2): 199–210.

Havens K.E., James R.T., East T.L. et al. 2003. N: P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental pollution 122(3): 379–390.

Komárek J., Anagnostidis K. 1998. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (1). Cyanoprokaryota: Chroococcales. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag.

Komárek J., Anagnostidis K. 2005. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (2). Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. Heidelberg: Elsevier, Spektrum.

Komárek J. 2013. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19 (3). Cyanoprokaryota: Heterocytous. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (1). Bacillariophyceae: Naviculaceae. Stuttgart-Jena: Gustav Fischer Verlag.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 2 (3). Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag.

Martin-Jézéquel V., Hildebrand M., Brzezinski M.A. 2000. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. Journal of phycology 36(5): 821–840.

Redfield A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone memorial volume 1: 176–192.

Reynolds C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press.

Sladecek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Archivfür Hydrobiologie. Beiheft Ergebnisse der Limnologie 7: 1–128.

Smith V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science 221: 669–671.

Tikkanen T. 1986. Kasviplanktonopas. SuomenLuonnonsuojelunTuki Oy. Helsinki: Forssa.

Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. Hydrobiologia 698: 5–16.

Correlation between body length and habitat depth in endemic amphipods of Lake Baikal

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Yudinceva A.V.[1]*, Bukin Yu.S.[1,2], Romanova E.V.[1]

[1] Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya st., 3, Irkutsk, 664033, Russia
[2] Irkutsk State University, Faculty of Biology and Soil Science, Sukhe-Batora St., 5, Irkutsk, 664011, Russia

ABSTRACT. Amphipods (Crustacea, Amphipoda) are among the most ancient and taxonomically diverse invertebrate groups in Lake Baikal, comprising over 350 morphological species and subspecies. This group of Baikal endemics has remarkably divergent morphological features and occupies various biotopes and depths of the lake (from shallow waters to the deepest zones). This study examines the relationship between maximum body length and habitat depth in Baikal amphipods. The analysis of the literature data has shown that most species have a body length that does not exceed 40 mm. Amphipod species are unevenly distributed by depth, with most of them inhabiting the littoral (0 – 20 m) and sublittoral (20 – 70 m) zones. We show that both dwarf forms of Baikal amphipods (body length < 5 mm) and giant forms (body length > 50 mm) occupy deep-water zones of Lake Baikal, but the dwarf forms mainly inhabit the littoral and sublittoral zones. Statistical analysis revealed a moderate positive correlation between amphipod body length and habitat depth. The removal of the parasitic genus *Pachyschesis* Bazikalova, 1945 from the dataset led to an increase in the correlation strength.

Keywords: Amphipoda, adaptation, body length, habitat depth, dwarf species, giant species, Baikal

For citation: Yudinceva A.V., Bukin Yu.S., Romanova E.V. Correlation between body length and habitat depth in endemic amphipods of Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 761-779. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-761

1. Introduction

Amphipods (order Amphipoda, subphylum Crustacea) are one of the most ancient and taxonomically diverse groups of invertebrates in Lake Baikal, comprising over 350 described morphological species and subspecies (Kamaltynov, 2001; Sherbakov, 1999). More than 30 million years of evolution in Lake Baikal have led to the formation of a large ecological and morphological diversity of amphipods. Amphipods occupy different habitats and differ in body size, coloration, and armament patterns (Bazikalova, 1945). One of the features of Baikal amphipods is the existence of giant and dwarf forms (Bazikalova, 1945; Takhteev, 2000). Baikal amphipods are classified into five groups depending on body size: dwarf (< 5 mm), small (5 – 10 mm), medium (10 – 20 mm), large (20 – 50 mm), and giant (> 50 mm) (Sherbakov et al., 1998). Researchers have put forward many hypotheses about the appearance of dwarf and giant amphipod forms in Lake Baikal. Gigantism in Baikal amphipods was explained by adaptation to predator defense (Bazikalova and Taliev, 1948) and to high concentrations of oxygen in the water (Chapelle and Peck, 1999; 2004). The dwarfism of the amphipods was explained by a lack of nutrition, adaptation to the effects of predators (Bazikalova, 1962), or parasitism by microsporidia (Takhteev, 2000). Lake Baikal's fauna includes both dwarf and giant forms of organisms from different taxonomic groups. Researchers have recorded giant forms in mollusks (Sitnikova and Shimaraev, 2001), algae (Meyer, 1922; Kozhov, 1947), rotifers (Yaschnov, 1922), and fish (Svetovidov, 1931). Dwarf forms are also present in mollusks (Sitnikova and Shimaraev, 2001), ciliates, fish, polychaetes, and isopods (Bazikalova, 1948).

Baikal amphipods have different types of food sources: some species (e.g., *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) and *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstfeldt, 1858)) are predominantly herbivorous, while there are carnivores, scavengers, and parasites (Takhteev, 2000; Morino et al., 2000). Recent research has shown that Baikal amphipods are predominantly

*Corresponding author.
E-mail address: udinceva.a@yandex.ru (A.V. Yudinceva)

Received: April 07, 2025; ***Accepted:*** August 13, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

omnivorous (Takhteev et al., 2003; Mekhanikova, 2010; Mekhanikova et al., 2023). Species of the genus *Pachyschesis* Bazikalova, 1945 exhibit pronounced ecological and trophic specialization. They are parasites of large amphipod species, feeding on their eggs in the marsupium (brood chamber) (Takhteev, 2000). Their small body length (6 – 17.6 mm) is a consequence of the limited size of the host's marsupium and the available food sources (Takhteev, 2000).

The following deep zones are recognized in Lake Baikal: the littoral (0 – 20 m), sublittoral (20 – 70 m), supra-abyssal (70 – 250 m), and abyssal (depths >250 m) zones (Kozhov, 1962). Remarkably, Lake Baikal's amphipod fauna includes true deep-sea (abyssal) species inhabiting depths >500 m (Bazikalova, 1945). Baikal amphipods include both stenobathic (narrow depth-range) and eurybathic (wide depth-range) species (Bazikalova, 1945). *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) is a unique pelagic amphipod species in Lake Baikal. This species has morphological and physiological adaptations that allow it to inhabit the entire water column of the lake (Bazikalova, 1945; Timoshkin et al., 1995). Shallow-water and deep-water amphipod species exhibit morphological differences. Shallow-water species usually have dense bodies, short appendages, and bright coloration. In contrast, deep-water species typically have pale pigmentation on their body and eyes (sometimes complete loss of eyes), elongated appendages, and lateral body compression (Bazikalova, 1945).

Thus, amphipods inhabit all depths and biotopes of Lake Baikal, from littoral rock and sand substrates to abyssal soft sediments. These findings raise a question regarding the relationship between amphipod body size and habitat depth. Prior studies on this topic (Chapelle and Peck, 1999; Chapelle, 2002) relied on limited sampling (226 species), suggesting that results could differ with expanded taxonomic coverage. Over the past 25 years, numerous new amphipod species have been described, including 12 species of *Pachyschesis* (Takhteev, 2000), 3 species of *Acanthogammarus* (Takhteev, 2000), 3 species of *Eulimnogammarus* (Bedulina et al., 2014; Moskalenko et al., 2020), and 4 subspecies of *Dorogostaiskia* (Daneliya and Väinölä, 2014).

In this study, we analyze the correlation between habitat depths (defined as the depth range where a species occurs most frequently) and maximum body length in 336 amphipod taxa (species and subspecies) from Lake Baikal. Analyses were performed separately on both the complete species set (for overall patterns) and a subset excluding parasitic species from the genus *Pachyschesis* (for free-living species relationships). This study also examines variations in both amphipod body length distributions and species diversity across depth gradients.

2. Materials and methods

Body length and depth distributions data for Lake Baikal amphipods were compiled from published literature sources (Dorogostaisky, 1930; Bazikalova, 1945; 1948; 1959; 1962; 1975; Bekman et al., 1998; Takhteev, 2000; 2021; Kamaltynov, 2001; Daneliya and Väinölä, 2014; Bedulina et al., 2014; Moskalenko et al., 2020; Mekhanikova et al., 2001). For species with reported body length ranges, the maximum recorded value was used in all analyses. To account for discrepancies in reported habitat depths across sources, we selected the most frequently recorded depth range for each species. When sources reported only a single depth value or lacked frequency data, that value was used in analyses. We excluded from the dataset the records with incomplete length/depth information and all Angara River endemic species.

Following these exclusions, the dataset included comprehensive body length and habitat depth data for 336 species and subspecies of Baikal amphipods (Additional file 1). Where available, both species-level and subspecies-specific data were retained to maximize the dataset. Species names were standardized in accordance with the World Register of Marine Species (WoRMS) database (Horton et al., 2024). The dataset additionally incorporated categorical body size classifications (dwarf, small, medium, large, giant) for each taxon, as detailed in Additional file 1.

Analyses were conducted on the complete dataset of 336 Baikal amphipod taxa, and a subset of 320 taxa excluding *Pachyschesis* species. For each taxon, we generated 100 depth values by random sampling from a uniform distribution bounded by its minimum and maximum reported habitat depths.

The body length-depth relationship was analyzed using generalized additive models (GAMs) implemented in the «mgcv» package (Wood, 2011). Depth was modeled as a smoothed term with restricted cubic splines (k = 3 basis functions), balancing flexibility to capture nonlinear patterns against model simplicity.

Normality of body length distributions was evaluated using Shapiro-Wilk tests (Shapiro and Wilk, 1965). Both observed and simulated depth distributions were evaluated for normality using Lilliefors tests implemented in the «nortest» package (Gross et al., 2015).

Body length and species depth distributions were visualized as histograms, generated with the «ggplot2» package (Wickham and Sievert, 2009).

Length-depth relationships were represented as a scatterplot using the «ggplot2» package. Local regression (LOESS) was applied to fit a trend line with 95% confidence intervals to the scatterplot. Outliers were identified as taxa exhibiting absolute GAM residuals >2 from the mean residual value. Both the LOESS regression analysis and outlier detection procedures used dataset included empirically observed depth records and uniformly generated depth values, to comprehensively represent each taxon's bathymetric distribution. To improve plot interpretability, taxa points were randomly jittered within their reported bathymetric distributions.

All correlations were calculated using Spearman's method (Spearman, 1961) implemented in the «coin» package (Hothorn et al., 2006).

All statistical analyses and data visualizations were conducted in R (version 4.3.3).

3. Results

The Shapiro-Wilk test indicated significant deviation from normality for maximum body length across all Baikal amphipod taxa ($W = 0.83$, p-value $< 2.2e^{-16}$). The majority (91%) of Lake Baikal amphipod taxa exhibited body lengths < 40 mm (Additional file 1), with a pronounced length frequency peak between 2 – 20 mm (Fig. 1A). Across all analyzed amphipod taxa, the mean maximum body length was 19.4 mm with a median of 15 mm, revealing significant right-skewness in the length distribution. Body length classification (Sherbakov et al., 1998) revealed the following composition of Lake Baikal's amphipod assemblage: dwarf species (34 – 39), small species (75 – 83), medium species (108 – 115), large species (88 – 93), and giant species (18 – 19) (Additional file 1). The variation in species counts across size categories reflects intentional inclusion of borderline cases where maximum recorded lengths fell precisely at class boundaries. These threshold specimens were conservatively counted in both adjacent categories.

Depth distribution analysis across all 336 amphipod taxa revealed significant non-normality (Lilliefors test: $D = 0.25$, p-value $< 2.2e^{-16}$) with pronounced right-skewness (Fig. 1B), with a median depth of 62 m and mean of 213 m. (Fig. 1B). The majority of Baikal amphipod species occur predominantly ≤ 300 m. Below this threshold, species richness remained stable from 300 m to maximum depth.

After excluding *Pachyschesis* specimens from the dataset, the distributions of body length and depth retained their fundamental characteristics. Both variables showed strong non-normality: body lengths (Shapiro-Wilk $W = 0.84$, p-value $< 2.2e^{-16}$) and habitat depths (Lilliefors $D = 0.26$, p-value $< 2.2e^{-16}$). Notably, deviations from normality were more pronounced in the *Pachyschesis*-excluded subset than in the full dataset.

Spearman's correlation analysis revealed a moderate positive relationship between body length and habitat depth in Baikal amphipods ($r = 0.317$ and p-value < 1e-4). This statistically significant association suggests a progressive increase in amphipod body size with greater habitat depth.

The correlation between body length and habitat depth strengthened after excluding *Pachyschesis* species, revealing a more pronounced positive relationship ($r = 0.357$ and p-value $< 1e^{-4}$).

The scatter plot of body length versus habitat depth corroborates the correlation analysis results (Fig. 2). Body length exhibits a sharp increase from surface waters to 100 m depth, followed by a more gradual increase between 100 and 500 m. Amphipod body length shows minimal variation between 500 – 650 m depth. Below 650 m to the maximum recorded depths, body length exhibits a gradual increase (Fig. 2A). The largest-bodied amphipod species consistently appear as statistical outliers in the body length-depth relationship (Fig. 2A). The 19 outlier species (Additional file 2) included *Brachyuropus grewingkii* (Dybowsky, 1874), *Cornugammarus maximus* (Garjajeff, 1901) (Fig. 3A), *Acanthogammarus (Ancyracanthus) lappaceus* Takhteev, 2001, *Acanthogammarus (Acanthogammarus) gracilispinus* Takhteev, 2001 (Fig. 3B), and *Acanthogammarus (Ancyracanthus) victorii* (Dybowsky, 1874) (Fig. 3C), among others.

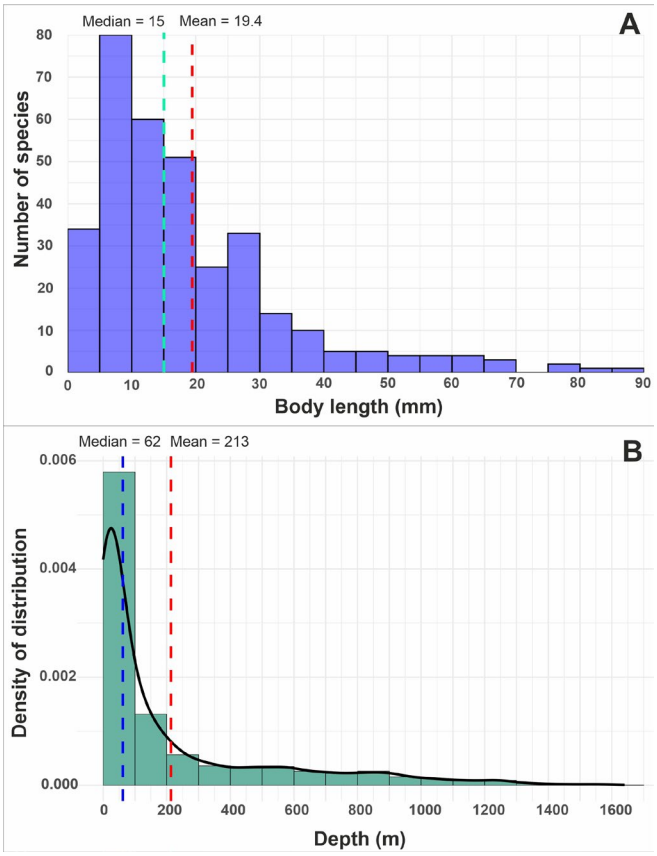


Fig.1. Body length (A) and habitat depth (B) distributions in Baikal amphipods.

Excluding *Pachyschesis* species reveals a more pronounced triphasic depth-length relationship: amphipod body length increases steeply from surface waters to 110 m, undergoes gradual decline to 210 m, and stabilizes below this threshold (Fig. 2B). Below 210 m depth, amphipod body length shows a gradual increase continuing to the maximum depth. Outlier species identification remained consistent between both the full dataset and the *Pachyschesis*-excluded subset.

The body length-depth distribution (Fig. 2) shows dwarf forms predominantly inhabit littoral and sublittoral zones, while giant forms are distributed across all depth strata. Nevertheless, dwarf forms also occur in abyssal depths (Fig. 2).

4. Discussion

Correlation analysis demonstrated a significant positive relationship between body length and habitat depth in Lake Baikal amphipods. This association strengthened when excluding species of the parasitic genus *Pachyschesis* revealing a more pronounced depth-length relationship among free-living amphipods. The exclusion was justified as *Pachyschesis* exhibits distinct size constraints from its parasitic lifestyle, where body length is limited by host dimensions rather than environmental depth gradients.

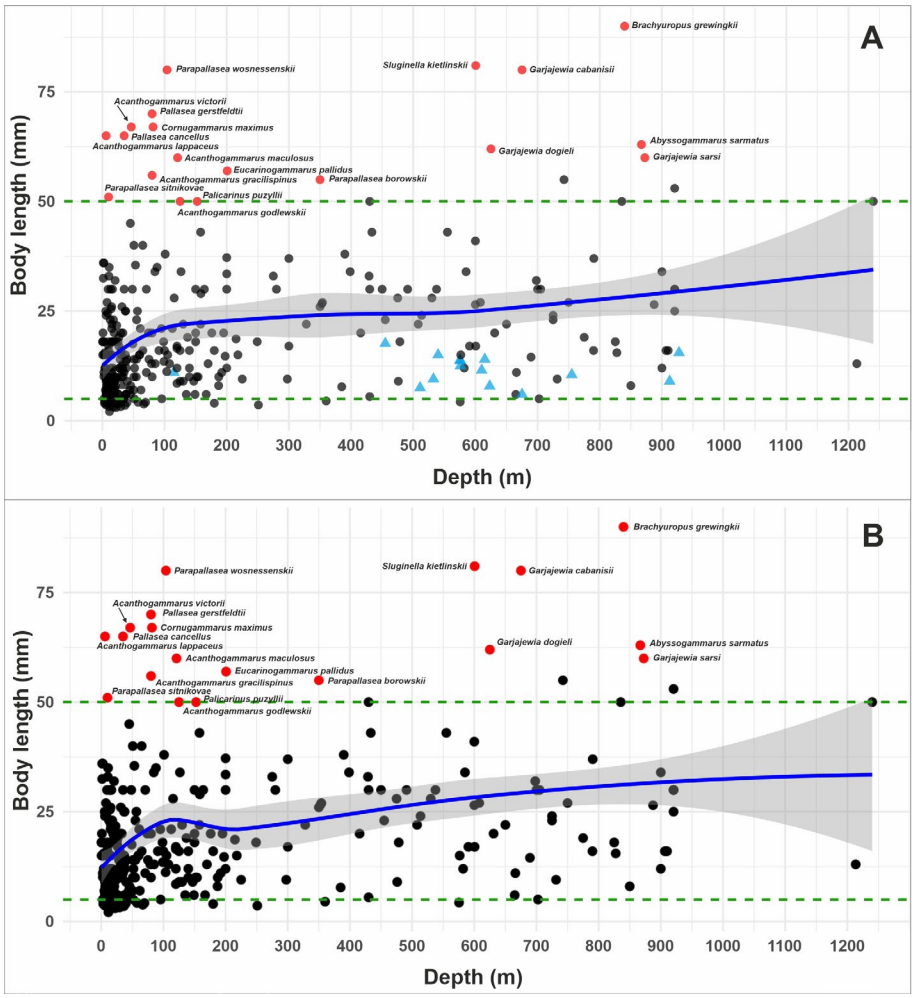


Fig.2. Body length distribution across habitat depths in Lake Baikal amphipods
A – Body length distribution across habitat depths for all sampled Baikal amphipods.
B – Distribution of body length across habitat depths for amphipod species excluding *Pachyschesis* spp.
Note: Red points represent statistical outliers. The blue trend line shows LOESS local regression, with gray shading indicating the 95% confidence interval. Green dotted lines mark length thresholds for dwarf species (< 5 mm) and giant species (> 50 mm). Jittered points show individual specimens (blue triangles = *Pachyschesis*).

Early research consistently classified *Dorogostaiskia parasitica* (Dybowsky, 1874) as a parasite of Lubomirskiidae Weltner, 1895 sponges in Lake Baikal. However, gut content analyses have revealed its polyphagous nature, with food bolus examinations showing mixed plant and animal material (Mekhanikova, 2001; Mekhanikova and Vorobyeva, 2018). Contrary to historical reports, *D. parasitica* shows no evidence of parasitic behavior toward Lubomirskiidae sponges. Although frequently associated with sponge habitats, its diet consists primarily of algae, with no observable damage to sponge tissues. These findings justify including *D. parasitica* and its subspecies in our analysis, unlike the truly parasitic *Pachyschesis species* whose size is constrained by host morphology.

The analysis revealed that the majority species of the dataset had average body lengths ranging from 10 to 20 mm, encompassing both the mean (19.4 mm) and median (15 mm) values of the body length distribution (Fig. 1A). The histogram further indicated that most Baikal amphipod species (91 %) exhibit body lengths below 40 mm (Fig. 1A). Species diversity was highest in the littoral and sublittoral zones of Lake Baikal, with lower diversity observed in the supraabyssal and abyssal zones (Fig. 1B). The higher biological productivity and diverse substrates characteristic in littoral and sublittoral zones provide amphipods with stable food resources, while environmental heterogeneity facilitates diverse morpho-ecological adaptations (Rusinek et al., 2012).

Our analysis revealed that dwarf forms are predominantly concentrated in littoral and sublittoral zones (Fig. 2), although some species extend into abyssal habitats, for instance *Aspretus puer* (Bazikalova, 1975) (36 – 1115 m depth range), *Micruropus parvulus* Bazikalova, 1945 (40 – 680 m), and *Profundalia tenuis* (Bazikalova, 1945) (5 – 1400 m) (Additional file 1). Giant forms are also present in littoral and sublittoral zones (Fig. 2). Representative species include: *A. victorii* (Fig. 3B) (3 – 90 m), *Parapallasea sitnikovae* Tachteev, 2001 (5 – 15 m), *Pallasea cancellus* (Pallas, 1772) (2 – 10 m), and *A. lappaceus* (10 – 60 m) (Additional file 1).

The evolutionary drivers of dwarfism and gigantism in Lake Baikal amphipods remain debated. Multiple competing hypotheses have been proposed to explain these extreme size variations. Bazikalova suggested both giant and dwarf amphipod forms represent adaptive responses to predation pressure, primarily from Cottoidei fishes (Bazikalova, 1948). Supporting evidence comes from littoral zone studies demonstrating

active predation by cottoid fishes on multiple amphipod genera, including *Eulimnogammarus*, *Pallasea* Bate, 1863, *Brandtia* Bate, 1863, *Micruropus* Stebbing, 1899, and *Crypturopus* Sowinsky, 1915 (Tolmacheva, 2007). Notably, the maximum body length of consumed amphipod species measures 35 mm (Tolmacheva, 2007), suggesting size-selective predation pressure. Deep-water fish in Lake Baikal show distinct trophic preferences, with pelagic amphipod *M. branickii* (Dzyuba, 2004; Sideleva and Kozlova, 2010). Earlier work by Bazikalova and Taliev (1948) demonstrated that cottoid fishes preferentially consume smooth-bodied amphipods, with armored species appearing predominantly as juveniles in their gut contents. Their research also revealed significant spatial overlap between cottoid fishes' distributions and habitats occupied by smooth amphipods. This interpretation was later challenged by Takhteev (2000), who maintained that while extreme body size (largest amphipod species) might offer secondary anti-predator benefits, it likely evolved primarily through other selective pressures rather than as a direct predator defense mechanism.

The origins of dwarfism in Lake Baikal amphipods have been extensively documented in Bazikalova's papers (1951; 1962). Her research hypothesized that fetalization (the retention of juvenile characteristics in adults) characterizes all *Micruropus* species, proposing this phenomenon occurred through two distinct phases. The first phase was driven by enhanced predator avoidance through improved burrowing capability, and intense interspecific competition (Bazikalova, 1962). The second phase of fetalization resulted from both exposure to cold temperatures and chronic food limitation (Bazikalova, 1962). This secondary fetalization wave was particularly pronounced in the genera *Micruropus* and *Pseudomicruropus* (Bazikalova, 1962). Bazikalova and other researchers hypothesized that environmental stressors could promote sexual dimorphism through dwarf male development, thereby optimizing resource allocation toward female fecundity and offspring survival (Bazikalova, 1962; Bekman, 1958).

An alternative hypothesis implicates parasitic infections, particularly microsporidian pathogens, as potential drivers of dwarfism in Baikal amphipods (Takhteev, 2000; Takhteev et al., 2003). Previous study confirmed that microsporidian infections can induce intersexuality (the simultaneous development of male and female characteristics) via endocrine disruption (Ginsburger-Vogel, 1991). Takhteev's research documented an intersexual specimen of *B. grewingkii*, leading to the hypothesis that microsporidian infections may explain both male dwarfism in certain species, and the marked female-biased sex ratios observed in some *Pseudomicruropus* populations (Takhteev, 2000; Takhteev et al., 2003). Molecular evidence confirms microsporidian presence in multiple Baikal amphipod species (Dimova et al., 2018), though current data remain limited to littoral and sublittoral taxa. The causal relationship between microsporidian infection and body size reduction requires rigorous experimental validation, representing a critical direction for future research.

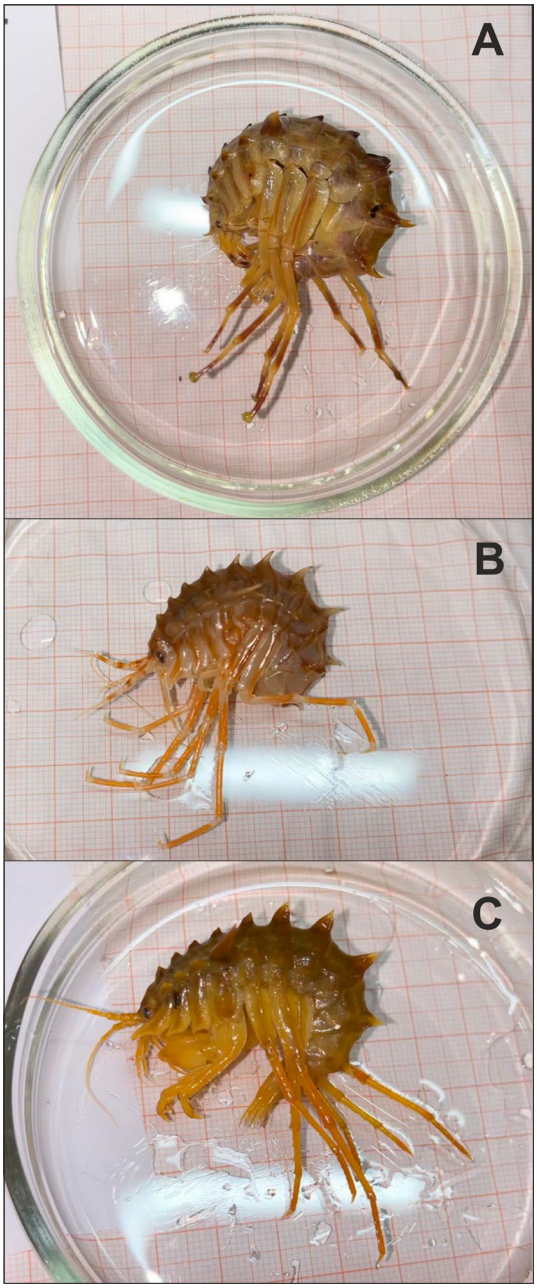


Fig.3. Baikal amphipods. A – *Cornugammarus maximus*. B – *Acanthogammarus (Acanthogammarus) gracilispinus*. C – *Acanthogammarus (Ancyracanthus) victorii*. Photo by A.V. Yudinceva.

Abiotic factors have been extensively hypothesized to drive gigantism in Lake Baikal's endemic fauna. This phenomenon has been documented across multiple taxonomic groups, including algae (genus *Draparnaldioides* C.Meyer & Skabichevskij, 1976) (Meyer, 1922; Kozhov, 1947), Rotifera (Yaschnov, 1922), and Cottoidei fishes (Svetovidov, 1931). Early researchers proposed several abiotic mechanisms: Yaschnov (1922) advocated a thermal hypothesis, attributing gigantism solely to the lake's perpetually cold waters, Kozhov (1947) expanded this framework, incorporating Baikal's unique dissolved gas regime, Vereshchagin (1940) proposed the impact of two factors: the lake's anomalous water density profiles and distinctive ionic composition with atypical solute concentrations.

These abiotic hypotheses, however, cannot explain the occurrence of dwarfism in multiple Lake Baikal taxa, including ciliates, polychaetes, isopods, and fishes (Bazikalova, 1948). Bazikalova (1948) argued that biotic factors – particularly predator-prey dynamics – rather than physicochemical conditions drove the evolution of both giant and dwarf amphipod forms. While resource availability is frequently associated with large body size evolution (Peters, 1986), Baikal's littoral zone presents a paradox: despite exhibiting the lake's highest productivity, it is dominated by small-bodied amphipods under continuous predation pressure. Bazikalova (1948) hypothesized that pan-Baikal distribution and morphological diversification in amphipods were driven by predator-mediated selection that led to streamlined body plans enhancing escape performance and accelerated life history traits such as early maturation, rapid embryogenesis and increased annual reproductive cycles.

While both dwarf and giant amphipod morphotypes occur across all depth zones of Lake Baikal, this ubiquitous distribution pattern does not extend to other benthic fauna. The distribution of giant morphotypes within the gastropod subfamily Benedictiinae (Clessin, 1880) shows distinct bathymetric and habitat preferences. These large-bodied forms predominantly occupy soft sublittoral sediments (40 – 200 m depth), proximal zones near river inflows, and steep underwater slope environments (Sitnikova and Shimaraev, 2001). Dwarf morphotypes of Benedictiinae exhibit a distinct bathymetric distribution, predominantly occupying depths exceeding 200 – 300 m and hard substrate environments, underwater elevated features (Sitnikova and Shimaraev, 2001). This bathymetric and substrate segregation reflects fundamental reproductive adaptations of gastropods. Giant morphs mollusks deposit their egg capsules either on their own shells or on those of other large conspecifics, while dwarf morphs lack this ability and must attach capsules to hard substrates (Sitnikova and Shimaraev, 2001). The substrate preference appears linked to calcium acquisition, as hard substrates may serve as crucial mineral sources (Piggott and Dussart, 1995) in Baikal's ion-poor waters (total dissolved ions $\approx$ 96 mg/L; Khodzher et al., 2017). This dependency manifests differently across morphotypes. Lightweight yet robust shells of giant mollusks provide stability on soft-bottom habitats, whereas reduced shell size and absence of periostracal extensions in dwarf Benedictia forms decrease stability on soft sediments. Trophic ecology further differentiates these morphotypes. Giant mollusks dominate the productive sublittoral zone (40 – 200 m), whereas dwarf forms persist in deeper aphotic zones ($>$ 300 m), where food supply depends largely on sinking detritus (Sitnikova and Shimaraev, 2001).

Recent research on Stomatopoda (Crustacea) has identified substrate type as a key determinant of body size variation (Reaka, 2017). The study revealed that soft substrate specialists (inhabiting silt/sand environments) exhibit significantly larger body sizes and hard substrate dwellers (occupying rocky/coral habitats) are consistently smaller in length.

De Broyer's comprehensive analysis of 1215 benthic amphipod species revealed a distinct latitudinal gradient in body size distribution (De Broyer, 1977). The study showed that giant species (body length $\geq$ 2$\times$ average length) had significantly higher representation in polar regions compared to temperate and tropical zones. The author proposed a multifactorial explanation for polar gigantism, including low water temperatures, limited food availability, and predation pressure (De Broyer, 1977).

Chapelle and Peck's (1999) large-scale analysis of 1853 marine and freshwater amphipod species demonstrated a positive correlation between body length and dissolved oxygen concentration (Chapelle and Peck, 1999; 2004). They interpreted this relationship as reflecting both improved oxygen availability (enabling effective whole-body gas exchange) in oxygenated waters and reduced metabolic demands under low-temperature conditions (Chapelle and Peck, 1999; 2004). This oxygen-gigantism hypothesis gained widespread recognition and was later corroborated by several independent studies (McClain and Rex, 2001; Spicer and Morley, 2019; Chapelle, 2002). An alternative explanation suggests that cold-water conditions – through reduced oxygen diffusion rates and increased viscosity (Verberk and Atkinson, 2013) – may decrease oxygen bioavailability, potentially favoring larger body sizes in organisms with less efficient respiratory regulation (Verberk et al., 2011). Notably, research on Antarctic pycnogonids (Pycnogonida) found no correlation between body size and oxygen concentration (Woods et al., 2009), challenging the oxygen hypothesis's universality. Takhteev acknowledged the oxygen hypothesis as a plausible explanation for Baikal amphipod gigantism, while emphasizing that the lake's high oxygen levels likely represent just one contributing factor among others (Takhteev, 2000).

Analysis of body size-depth relationships across marine ecosystems reveals taxon-specific patterns. Most marine taxa demonstrate a negative correlation between body size and depth (size reduction with increasing depth). However, notable exceptions exist – Ophiuroidea (brittle stars) and Porifera (sponges) exhibit a positive size-depth relationship (Van der Grient and Rogers, 2015). Intriguingly, even within the same taxonomic class, divergent patterns emerge. For example, among crustaceans, Malacostraca show decreasing body size with depth, while Maxillopoda display no significant size-depth relationship (Van der Grient and Rogers, 2015).

Notably, the giant amphipod *Alicella gigantea* Chevreux, 1899 (body length 240 – 340 mm) (Barnard and Ingram, 1986; De Broyer and Thurston, 1987) was found on abyssal plains of the Northern Hemisphere at depths of 4850 – 7000 m (with one specimen recorded at 1720 m) (Barnard and Ingram, 1986; Jamieson et al., 2013), specifically in the North Atlantic Ocean and near the Hawaiian Islands (Barnard and Ingram, 1986; De Broyer and Thurston, 1987). In this amphipod species, researchers identified genes under positive selection associated with «glycerolipid metabolism», «response to starvation», and «meiosis». Additionally, they dis-

covered genes involved in inositol phosphate metabolism, insulin signaling, and glycogenesis signaling (Li et al., 2021). These genetic modifications in *A. gigantea* may constitute an adaptive response to extreme abyssal conditions, simultaneously conferring resistance to high hydrostatic pressure and enhancing survival under food-limited environments (Li et al., 2021).

Jeffery et al. (2017) hypothesized that the enlarged genome size in giant Baikal amphipod species is associated with their increased cell size. Additionally, they proposed that the observed positive genome size-depth correlation could reflect underlying developmental constraints, as larger genomes are typically associated with reduced cell division rates.

The observed body length variation in Baikal amphipods likely results from multiple interacting biotic and abiotic factors, with differential effects across species. Lake Baikal's dynamic geological history – characterized by major climatic oscillations (Qiu et al., 1993), sedimentation regime shifts (Kalmychkov et al., 2007), and tectonic activity (Horiuchi et al., 2000; Mats et al., 2011) – created selective pressures that may have driven morphological adaptations. During glacial periods, reduced primary productivity (Qiu et al., 1993) probably selected for energy conservation strategies, potentially influencing body size evolution. Predation represents another critical selective force, as evidenced by the ecological advantage of large body size and robust armor – the largest amphipod species experience significantly lower predation pressure from fish (Bazikalova and Taliev, 1948). This suggests a complex interplay between: abiotic drivers (climate-mediated resource availability) and biotic factors (predator-prey dynamics) in shaping the amphipod size spectrum.

While microsporidian infections are known to alter body length in non-Baikal amphipod species (particularly males; Ginsburger-Vogel, 1991), their potential role in Lake Baikal is not entirely defined despite the detection of microsporidian DNA in several endemic species (Dimova et al., 2018). This warrants further investigation into parasite-mediated size effects. Our findings challenge the oxygen-size hypothesis for Baikal amphipods. We observed a positive body length-depth correlation despite decreasing oxygen concentrations with depth (Khodzher et al., 2017) and co-occurrence of dwarf and giant forms at identical depths. Considering persistently high dissolved oxygen levels throughout the water column of Lake Baikal (9.5 – 14.5 mg/L; Khodzher et al., 2017), we assume that oxygen availability alone cannot explain size variation. The simultaneous occurrence of dwarf and giant amphipods at identical depths in Lake Baikal indicates that body size diversification likely emerged through temporal fluctuations in selective pressures in the ecosystem provided by both biotic and abiotic factors.

5. Conclusions

The study reveals that most Lake Baikal amphipods have body lengths under 40 mm, with mean and median maximum lengths of 19.4 mm and 15 mm, respectively. Species diversity is highest in the littoral (0 – 20 m) and sublittoral (20 – 70 m) zones, declining significantly below 300 m depth. Correlation analysis showed a moderate positive relationship between body length and habitat depth ($r = 0.317$), which strengthened ($r = 0.357$) when the parasitic genus *Pachyschesis* was excluded. Notably, both giant and dwarf amphipod species occur across all depth zones, including the abyssal.

While a body length-depth relationship was observed, the potential influence of additional abiotic and biotic factors indicates that future studies should incorporate comprehensive environmental data to fully elucidate the underlying mechanisms.

Acknowledgements

The work was supported by budget funding topic No. 0279-2021-0010 of the Federal State Budgetary Scientific Institution Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences.

Conflict of interest

The authors declare no competing interest.

References

Barnard J.L., Ingram C.L. 1986. The supergiant amphipod *Alicella gigantea* Chevreux from the North Pacific gyre. Journal of Crustacean Biology 6(4): 825–839. DOI: 10.1163/193724086X00613

Bazikalova A.Ya. 1945. Amphipods of Lake Baikal. Proceedings of the Baikal Limnological Station. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1948. Notes on the amphipods of Baikal. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii [Proceedings of the Baikal Limnological Station] 12: 20–32. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1951. Morphological features of juvenile stages of Baikal amphipods. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii [Proceedings of the Baikal Limnological Station] 13: 120–205. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1959. New species of amphipods from Maloye More. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii [Proceedings of the Baikal Limnological Station] 17: 512–519. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1962. Taxonomy, ecology, and distribution of the genera *Micruropus* Stebbing and *Pseudomicruropus* nov. gen. (Amphipoda, Gammaridea). Sistematika i ekologiya rakoobraznykh Baikala [Taxonomy and Ecology of Baikal Crustaceans]. Trudy Limnologicheskogo instituta [Transactions of the Limnological Institute] 2(22): 3–140. (in Russian)

Bazikalova A.Ya. 1975. On the taxonomy of Baikal amphipods (Genera *Carinogammarus* Stebbing, *Eucarinogammarus* (Sow.), and *Asprogammarus* gen. n.). In: New Data on the Fauna of Baikal. Novosibirsk: Nauka, pp. 31–81. (in Russian)

Bazikalova A.Ya., Taliev D.N. 1948. On some dependencies of divergent evolution of Amphipoda and Cottoidei in Lake Baikal. (in Russian)

Bedulina D.S., Takhteev V.V., Pogrebnyak S.G. et al. 2014. On *Eulimnogammarus messerschmidtii*, sp. n.(Amphipoda: Gammaridea). Zootaxa, 3838(5), 518–544. DOI: 10.11646/zootaxa.3838.5.2

Bekman M.Y., Kamaltynov R.M., Mekhanikova I.V. et al. 1998. List of Gammaridae species. In: Kozhova O. M., L. R. Izmest'eva (Eds.), Lake Baikal, Evolution and Biodiversity. Leiden: Backhuys Publ., pp. 388–397.

Bekman M.Yu. 1958. On dwarf males in Baikal endemics. Doklady AN SSSR [Reports of the USSR Academy of Sciences] 120(1): 208. (in Russian)

Chapelle G. 2002. Antarctic and Baikal amphipods: a key for understanding polar gigantism. Ph. D. thesis, Unviersite Catholique de Louvain, Belgium.

Chapelle G., Peck L.S. 1999. Polar gigantism dictated by oxygen availability. Nature 399(6732): 114–115. DOI: 10.1038/20099

Chapelle G., Peck L.S. 2004. Amphipod crustacean size spectra: new insights in the relationship between size and oxygen. Oikos 106(1): 167–175. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2004.12934.x

Daneliya M.E., Väinölä R. 2014. Five subspecies of the *Dorogostaiskia parasitica* complex (Dybowsky) (Crustacea: Amphipoda: Acanthogammaridae), epibionts of sponges in Lake Baikal. Hydrobiologia 739: 95–117. DOI: 10.1007/s10750-013-1671-x

De Broyer C., Thurston M.H. 1987. New Atlantic material and redescription of the type specimens of the giant abyssal amphipod *Alicella gigantea* Chevreux (Crustacea). Zoologica Scripta 16(4): 335–350. DOI: 10.1111/j.1463-6409.1987.tb00079.x

De Broyer C. 1977. Analysis of the gigantism and dwarfness of Antarctic and Subantarctic Gammaridean Amphipoda. In: Adaptations within Antarctic ecosystems, pp. 327–334.

Dimova M., Madyarova E., Gurkov A. et al. 2018. Genetic diversity of Microsporidia in the circulatory system of endemic amphipods from different locations and depths of ancient Lake Baikal. PeerJ 6: e5329. DOI: 10.7717/peerj.5329

Dorogostaisky V.Ch. 1930. New materials for the carcinological fauna of Lake Baikal. Trudy Komissii po izucheniyu ozera Baikala [Proceedings of the Commission for the Study of Lake Baikal] 2: 49–76. (in Russian)

Dzyuba E.V. 2004. Study of feeding strategies of pelagic fishes in Baikal. Doctoral dissertation, Papanin Institute for Biology of Inland Waters, RAS, Russia. (in Russian)

Ginsburger-Vogel T. 1991. Intersexuality in *Orchestia mediterranea* Costa, 1853, and *Orchestia aestuarensis* Wildish, 1987 (Amphipoda): a consequence of hybridization or parasitic infestation?. Journal of Crustacean Biology 11(4): 530–539. DOI: 10.2307/1548522

Gross J., Ligges U., Ligges M.U. 2015. Package 'nortest'. Five omnibus tests for testing the composite hypothesis of normality. DOI: 10.32614/CRAN.package.nortest

Horiuchi K., Minoura K., Hoshino K. et al. 2000. Palaeoenvironmental history of Lake Baikal during the last 23000 years. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 157(1–2): 95–108. DOI: 10.1016/S0031-0182(99)00156-X

Horton T., Lowry J., De Broyer C. et al. 2024. World Amphipoda Database. Accessed at URL: https://www.marinespecies.org/amphipoda on yyyy-mm-dd. (No Title). DOI: 10.14284/368

Hothorn T., Hornik K., Van De Wiel M.A. et al. 2006. A lego system for conditional inference. The American Statistician 60(3): 257–263. DOI: 10.1198/000313006X118430

Jamieson A.J., Lacey N.C., Lörz A.N. et al. 2013. The supergiant amphipod *Alicella gigantea* (Crustacea: Alicellidae) from hadal depths in the Kermadec Trench, SW Pacific Ocean. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 92: 107–113. DOI: 10.1016/j.dsr2.2012.12.002

Jeffery N.W., Yampolsky L., Gregory T.R. 2017. Nuclear DNA content correlates with depth, body size, and diversification rate in amphipod crustaceans from ancient Lake Baikal, Russia. Genome 60(4): 303–309. DOI: 10.1139/gen-2016-0128

Kalmychkov G.V., Kuz'Min M.I., Pokrovskii B.G. et al. 2007. Oxygen isotopic composition in diatom algae frustules from Lake Baikal sediments: annual mean temperature variations during the last 40 Ka. In Doklady Earth Sciences 413(1): 206. DOI: 10.1134/S1028334X07020158

Kamaltynov R.M. 2001. Amphipods (Amphipoda: Gammaroidea). Annotirovannyi spisok fauny ozera Baikal i ego vodosbornogo basseina [Annotated List of the Fauna of Lake Baikal and Its Drainage Basin] 1(1): 573. (in Russian)

Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2017. Current chemical composition of Lake Baikal water. Inland Waters 7(3): 250–258. DOI: 10.1080/20442041.2017.1329982

Kozhov M.M. 1947. Zhivotnyi mir ozera Baikal [Animal World of Lake Baikal]. Irkutsk: OGIZ. (in Russian)

Kozhov M.M. 1962. Biologiya ozera Baikal [Biology of Lake Baikal]. Moscow: Nauka. (in Russian)

Li W., Wang F., Jiang S. et al. 2021. The adaptive evolution and gigantism mechanisms of the hadal "supergiant" amphipod *Alicella gigantea*. Frontiers in Marine Science 8: 743663. DOI: 10.3389/fmars.2021.743663

Mats V.D., Shcherbakov D.Yu., Efimova I.M. 2011. Late Cretaceous–Cenozoic history of the Baikal Basin and the formation of its unique biodiversity. Stratigrafiya. Geologicheskaya korrelyatsiya [Stratigraphy. Geological Correlation] 19(4): 40–61. (in Russian)

McClain C., Rex M. 2001. The relationship between dissolved oxygen concentration and maximum size in deep-sea turrid gastropods: an application of quantile regression. Marine Biology 139: 681–685. DOI: 10.1007/s002270100617

Mekhanikova I.V. 2010. Morphology of mandible and lateralia in six endemic amphipods (Amphipoda, Gammaridea) from Lake Baikal, in relation to feeding. Crustaceana 83(7): 865–887. DOI: 10.1163/001121610X504289

Mekhanikova I.V., Chapelle G., De Broyer C. 2001. *Echiuropus bekmanae* n. sp.(Crustacea, Amphipoda, Carinogammaridae) from Lake Baikal, retrieved by a new deep-water sampling device. Hydrobiologia 462: 241–251. DOI: 10.1023/A:1013184331101

Mekhanikova I.V., Sitnikova T.Y., Khanaev I.V. 2023. Composition and distribution of macroinvertebrates associated with *Lubomirskia baikalensis* sponges (Spongillida, Lubomirskiidae) during an ecological crisis in lake baikal. Zoologičeskij žurnal 102(9): 963–979. DOI: 10.31857/S0044513423080081

Mekhanikova I.V. 2001. Composition and seasonal dynamics of the diet of *Brandtia parasitica* (Dyb.) from Lake Baikal. In: Studies of the Fauna of Water Bodies in Eastern Siberia. Irkutsk: Irkutsk State University, pp. 62–70. (in Russian)

Mekhanikova I.V., Vorobyeva S.S. 2018. On the diet of symbiotic amphipods *Brandtia parasitica parasitica* (Crustacea, Amphipoda) on diseased Baikal sponges of the family Lubomirskiidae in Southern Baikal. Zoologicheskii zhurnal [Zoological Journal] 97(2): 131–135. DOI: 10.7868/S0044513418020010 (in Russian)

Meyer K.I. 1922. New species of green algae from Lake Baikal. Botanicheskie materialy / Institut sporovykh rastenii Glavnogo botanicheskogo sada RSFSR [Botanical Materials / Institute of Spore Plants of the Main Botanical Garden of the RSFSR] 1(1): 13–15. (in Russian)

Morino H., Kamaltynov R.M., Nakai K. et al. 2000. Phenetic analysis, trophic specialization and habitat partitioning in the Baikal amphipod genus Eulimnogammarus (Crustacea). Advances in Ecological Research 31: 355–376. DOI: 10.1016/S0065-2504(00)31019-4

Moskalenko V.N., Neretina T.V., Yampolsky L.Y. 2020. To the origin of lake baikal endemic gammarid radiations, with description of two new *Eulimnogammarus* spp. Zootaxa 4766(3): 457–471. DOI: 10.11646/zootaxa.4766.3.5

Peters R.H. 1986. The ecological implications of body size (Vol. 2). Cambridge university press.

Piggott H., Dussart G. 1995. Egg-laying and associated behavioural responses of Lymnaea peregra (Müller) and Lymnaea stagnalis (L.) to calcium in their environment. Malacologia 37: 13–21.

Qiu L., Williams D.F., Gvorzdkov A. et al. 1993. Biogenic silica accumulation and paleoproductivity in the northern basin of Lake Baikal during the Holocene. Geology 21(1): 25–28. DOI: 10.1130/0091-7613(1993)021<0025:BSAAPI>2.3.CO;2

Reaka M.L. 2017. Biogeographic patterns of body size in stomatopod Crustacea: ecological and evolutionary consequences. In: Crustacean biogeography. Routledge, pp. 209–235.

Rusinek O.T., Takhteev V.V., Khodzer T.V. et al. 2012. Baikal Studies. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Shapiro S.S., Wilk M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples) Biometrika 52(3–4): 591–611. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591

Sherbakov D.Y. 1999. Molecular phylogenetic studies on the origin of biodiversity in Lake Baikal. Trends in ecology & evolution 14(3): 92–95. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01543-2

Sherbakov D.Y., Kamaltynov R.M., Ogarkov O.B. et al. 1998. Patterns of evolutionary change in Baikalian gammarids inferred from DNA sequences (Crustacea, Amphipoda) Molecular Phylogenetics and Evolution 10(2): 160–167. DOI: 10.1006/mpev.1997.0482

Sideleva V.G., Kozlova T.A. 2010. Comparative study of endemic cottoid fishes (Cottidae, Comephoridae) in relation to their adaptation to pelagic life in Lake Baikal. Trudy Zoologicheskogo instituta RAN [Proceedings of the Zoological Institute, RAS] 314(4): 433–447. (in Russian)

Sitnikova T.Ya., Shimaraev M.N. 2001. On deep-water "dwarfs" and "giants" among Baikal endemic gastropods. Zhurnal obshchei biologii [Journal of General Biology] 62(3): 226–238. (in Russian)

Spearman C. 1961. The proof and measurement of association between two things. DOI: 10.2307/1412159

Spicer J.I., Morley S.A. 2019. Will giant polar amphipods be first to fare badly in an oxygen-poor ocean? Testing hypotheses linking oxygen to body size. Philosophical Transactions of the Royal Society B 374(1778): 20190034. DOI: 10.1098/rstb.2019.0034

Svetovidov A.N. 1931. Materials on the taxonomy and biology of graylings in Lake Baikal. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii [Proceedings of the Baikal Limnological Station] 1: 19–199. (in Russian)

Takhteev V.V. 2000. Ocherki o bokoplavakh ozera Baikal: sistematika, sravnitelnaya ekologiya, evolyutsiya [Essays on the Amphipods of Lake Baikal: Taxonomy, Comparative Ecology, Evolution]. Irkutsk: Irkutsk State University. (in Russian)

Takhteev V.V. 2021. On the taxonomy and ecology of the genus *Leptostenus* (Crustacea, Amphipoda) from Lake Baikal, with the description of two new species. Zoologicheskii zhurnal [Zoological Journal] 100(9): 984–1001. DOI: 10.31857/S0044513421070126 (in Russian)

Takhteev V.V., Mekhanikova I.V., Govorukhina E.B. 2003. Ecological mechanisms of endemic evolution of amphipods (Crustacea: Amphipoda) in Lake Baikal. Sibirskii ekologicheskii zhurnal [Siberian Ecological Journal] 10(3): 305–310. (in Russian)

Timoshkin O.A., Mekhanikova I.V., Shubenkov S.G. 1995. Morphological features of *M. branickii*. (in Russian)

Tolmacheva Yu.P. 2007. Comparative characteristics of the diet of sculpins (Cottoidei) in the littoral zone of Southern Baikal. Doctoral dissertation. (in Russian)

Van der Grient J.M., Rogers A.D. 2015. Body size versus depth: regional and taxonomical variation in deep-sea meio- and macrofaunal organisms. In Advances in marine biology 71: 71–108. DOI: 10.1016/bs.amb.2015.07.002

Verberk W.C., Atkinson D. 2013. Why polar gigantism and P alaeozoic gigantism are not equivalent: effects of oxygen and temperature on the body size of ectotherms. Functional Ecology 27(6): 1275–1285. DOI: 10.1111/1365-2435.12152

Verberk W.C., Bilton D.T., Calosi P. et al. 2011. Oxygen supply in aquatic ectotherms: partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. Ecology 92(8): 1565–1572. DOI: 10.1890/10-2369.1

Vereshchagin G.Yu. 1940. Origin and history of Baikal, its fauna and flora. Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii AN SSSR [Proceedings of the Baikal Limnological Station, USSR Academy of Sciences] 10. (in Russian)

Wickham H., Sievert C. 2009. ggplot2: elegant graphics for data analysis 10. New York: Springer, pp. 978–980.

Wood S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology 73(1): 3–36. DOI: 10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x

Woods H.A., Moran A.L., Arango C.P. et al. 2009. Oxygen hypothesis of polar gigantism not supported by performance of Antarctic pycnogonids in hypoxia. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 276(1659): 1069–1075. DOI: 10.1098/rspb.2008.1489

Yaschnov V.A. 1922. Plankton of Lake Baikal based on materials from the Baikal Expedition of the Zoological Museum of Moscow University in 1917. (in Russian)

Оригинальная статья

Корреляция длины тела и глубины обитания у эндемичных амфипод озера Байкал

Юдинцева А.В.[1]*, Букин Ю.С.[1,2], Романова Е.В.[1]

[1] Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия
[2] Иркутский Государственный Университет, Биолого-почвенный факультет, ул. Сухэ-Батора, 5, Иркутск, 664011, Россия

АННОТАЦИЯ. Амфиподы (Crustacea, Amphipoda) являются одной из наиболее древних и таксономически разнообразных групп беспозвоночных озера Байкал, которая включает свыше 350 морфологических видов и подвидов. Особенностями этой группы байкальских эндемиков являются их большое морфологическое разнообразие, а также обитание на различных глубинах (от уреза до максимальных глубин) и в разнообразных биотопах озера. В данной работе исследовалась взаимосвязь максимальной длины тела и глубины обитания байкальских амфипод. Анализ литературных данных показал, что длина тела большинства описанных видов не превышает 40 мм. Распределение видов по глубинам озера неоднородно: большая часть видового разнообразия амфипод сконцентрирована в литоральной (0 – 20 м) и сублиторальной (20 – 70 м) зонах. Показано, что карликовые и гигантские формы байкальских амфипод встречаются во всех глубинных зонах Байкала, однако, карликовые формы распространены преимущественно в литоральной и сублиторальной зонах. Статистический анализ выявил умеренную положительную корреляцию между длиной тела амфипод и глубиной их обитания. При исключении из анализа данных о представителях паразитического рода *Pachyschesis* Bazikalova, 1945, сила корреляции возросла.

Ключевые слова: амфиподы, адаптация, длина тела, карликовые виды, гигантские виды, глубина, Байкал

Для цитирования: Юдинцева А.В., Букин Ю.С., Романова Е.В. Корреляция длины тела и глубины обитания у эндемичных амфипод озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 761-779. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-761

1. Введение

Бокоплавы или амфиподы (отряд Amphipoda, п\тип Crustacea) являются наиболее древней и таксономически разнообразной группой (более 350 морфологических видов и подвидов) беспозвоночных животных, обитающих в озере Байкал (Камалтынов, 2001; Sherbakov, 1999). Длительная эволюция (более 30 млн лет) в условиях Байкала привела к появлению большого экологического и морфологического разнообразия амфипод. Амфиподы обитают в различных биотопах озера и различаются размером тела, окраской, типом вооружения и др. (Базикалова, 1945). Одной из морфологических особенностей амфипод Байкала является наличие гигантских и карликовых форм (Базикалова, 1945; Тахтеев, 2000). По длине тела байкальских амфипод подразделяют на пять групп: карликовые (менее 5 мм), мелкие (5 – 10 мм), средние (10 – 20 мм), крупные (20 – 50 мм), и гигантские (более 50 мм) (Sherbakov et al., 1998). Исследователями выдвигались различные гипотезы для объяснения существования карликовых и гигантских форм амфипод Байкала. В качестве возможных причин гигантизма у байкальских амфипод назывались адаптации для защиты от хищников (Базикалова и Талиев, 1948) и к высокой концентрации кислорода в воде (Chapelle and Peck, 1999; 2004), а среди причин карликовости – адаптации к существованию в периоды нехватки пищевых ресурсов, к давлению хищников (Базикалова, 1962), а также паразитарные инвазии, главным образом микроспоридиями (Тахтеев, 2000). Стоит отметить, что наличие карликовых и гигантских форм было обнаружено и у других групп байкальских организмов: гигантские формы были отмечены у моллюсков (Ситникова и Шимараев, 2001), водорослей (Мейер, 1922; Кожов, 1947), коловраток (Яшнов, 1922), рыб (Световидов, 1931), в то время как карликовые

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: udinceva.a@yandex.ru (А.В. Юдинцева)

Поступила: 07 апреля 2025; ***Принята:*** 13 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

формы встречаются среди моллюсков (Ситникова и Шимараев, 2001), инфузорий, рыб, полихет, изопод (Базикалова, 1948).

Спектр питания амфипод Байкала достаточно широк: некоторые виды (например, *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899), *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstfeldt, 1858)) являются преимущественно фитофагами, однако, среди амфипод встречаются хищники, падальщики, паразиты и др. (Тахтеев, 2000; Morino et al., 2000). В недавних работах показано, что байкальские амфиподы являются главным образом полифагами (Тахтеев и др., 2003; Mekhanikova, 2010; Mekhanikova et al., 2023). Виды рода *Pachyschesis* Bazikalova, 1945, имеют выраженную экологическую и трофическую специализацию. Они являются паразитами крупных амфипод, питаясь их яйцами в марсупиуме (выводковой камере) (Тахтеев, 2000). Представители данного рода имеют небольшую длину тела (6 – 17,6 мм), что связано с размерами марсупиума вида хозяина, а также ограниченностью пищевого ресурса (Тахтеев, 2000).

В Байкале выделяют четыре глубинных зоны: литоральная (0 – 20 м), сублиторальная (20 – 70 м), супраабиссальная (70 – 250 м) и абиссальная (глубже 250 м) (Кожов, 1962). Особенностью фауны амфипод Байкала является наличие глубоководных (абиссальных) форм, обитающих на глубине более 500 м (Базикалова, 1945). Среди байкальских амфипод встречаются как стенобатные (обитающие в узком диапазоне глубин), так и эврибатные (обитающие в широком диапазоне глубин) виды (Базикалова, 1945). Уникальным по своей морфологии и экологии является пелагический вид *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874), который встречается на всех глубинах озера (Базикалова, 1945; Тимошкин и др., 1995). Мелководные виды амфипод отличаются от глубоководных, как правило, плотным телом, короткими конечностями и яркой окраской, тогда как глубоководные виды чаще всего имеют бледную окраску тела и глаз (иногда глаза отсутствуют), длинные конечности и сжатое с боков тело (Базикалова, 1945).

Таким образом, байкальские амфиподы встречаются на всех глубинах и во всех биотопах озера Байкал: – от уреза воды на каменистых и песчаных грунтах до илистого дна озера. В связи с этим возникает задача исследования зависимости между глубиной обитания и длиной тела амфипод. Данный вопрос изучался в ранних работах (Chapelle and Peck, 1999; Chapelle, 2002). Однако набор данных, который анализировался в указанных исследованиях, состоял из неполного списка байкальских видов (226 видов), и поэтому включение данных о большем числе видов может существенно повлиять на результаты анализа. За последние 25 лет было описано множество новых видов байкальских амфипод, например, 12 видов из рода *Pachyschesis* (Тахтеев, 2000), 3 подвида из рода *Acanthogammarus* Stebbing, 1899 (Тахтеев, 2000), 3 вида из рода *Eulimnogammarus* Bazikalova, 1945 (Bedulina et al., 2014; Moskalenko et al., 2020), 4 подвида из рода *Dorogostaiskia* Kamaltynov, 2002 (Daneliya and Väinölä, 2014) и др.

В данной работе исследуется взаимосвязь между глубиной обитания (диапазоном глубин, в пределах которого вид встречается наиболее часто) и максимальной длиной тела у 336 видов и подвидов байкальских амфипод. Анализ проводили по данным полной выборки для оценки общих закономерностей изменения длины тела от глубины обитания видов, а также выборки, исключающей паразитические виды рода *Pachyschesis*, для оценки взаимосвязи глубины обитания и длины тела свободноживущих амфипод. Кроме того, исследовались закономерности распределения длины тела амфипод и их видового разнообразия от глубины обитания.

2. Материалы и методы

Данные о длине тела байкальских амфипод и их вертикальном распространении (по глубине) в Байкале были взяты из литературных источников (Дорогостайский, 1930; Базикалова, 1945; 1948; 1959; 1962; 1975; Bekman et al., 1998; Тахтеев, 2000; 2021; Камалтынов, 2001; Daneliya and Väinölä, 2014; Bedulina et al., 2014; Moskalenko et al., 2020; Mekhanikova et al., 2001). В тех случаях, когда для вида были указаны диапазоны значений длины тела, выбиралось максимальное значение. Поскольку данные о глубине обитания видов различаются у разных авторов, особенно в отношении находок единичных экземпляров, было принято решение использовать данные о наиболее частых глубинах обитания. В тех случаях, когда в источнике не отмечались частые глубины обитания или было отмечено единственное значение глубины – использовались указанные данные. Из анализа были исключены виды, для которых информация о длине тела и/или глубине обитания отсутствовала. В анализ также не вошли виды, которые обитают исключительно в р. Ангаре.

В итоговую таблицу для анализа были включены данные о длине тела и диапазоне типичных глубин обитания для 336 видов и подвидов байкальских амфипод (при наличии подвидов использовались данные как для вида в целом, так и для каждого подвида) (Дополнительный файл 1). Названия видов были унифицированы в соответствии с международной базой данных WoRMS (World Register of Marine Species) (Horton et al., 2024). Также в таблицу были внесены данные о принадлежности каждого вида к категории по длине тела (карликовые, мелкие, средние, крупные, гигантские) (Дополнительный файл 1).

Анализировалась вся выборка байкальских амфипод (336 видов, включая подвиды), а также выборка без данных о видах рода *Pachyschesis* (320 видов, включая подвиды).

Поскольку в анализе используются данные о диапазоне частой глубины обитания, для каждого вида было сгенерировано 100 значений (равномерно распределенных в интервале от минимальной до максимальной глубины) с использованием стандартных средств языка программирования R.

Для анализа зависимости между длиной тела и глубиной обитания был применен метод интерполяции при помощи обобщенной аддитивной модели (GAM – Generalized additive model) (с использованием сгенерированных значений глубины). Модель интерполяции была построена с использованием пакета «mgcv» (Wood, 2011). Гладкая функция для значений глубины была задана с помощью сплайна с максимальным количеством базисных функций равным 3 (k = 3), что позволило учесть потенциальную нелинейность зависимости при ограничении сложности модели.

Выборка значений длины тела амфипод была протестирована на нормальность распределения с использованием теста Шапиро-Уилка (Shapiro and Wilk, 1965). Данные о глубине обитания видов оценивались на нормальность распределения совместно со сгенерированными значениями с использованием теста Лиллиефорса в пакете «nortest» (Gross et al., 2015).

Гистограммы распределения видов амфипод по длине тела и глубине обитания были построены с использованием пакета «ggplot2» (Wickham and Sievert, 2009).

Визуализация распределения значений длин тела амфипод от глубины обитания видов также была реализована с использованием пакета «ggplot2». Для визуализации закономерности изменения длины тела от глубины на диаграмме рассеяния точек была проведена линия тренда, построенная с использованием локальной регрессии LOESS (Local regression), с доверительным интервалом (95%). Для отображения крайних значений длин тела были оценены выбросы, которые определялись на основе остатков GAM-модели. Выбросами считались виды, абсолютное значение остатков которых превышало два стандартных отклонения от среднего значения остатков. Линия тренда и выбросы рассчитывались с учетом сгенерированных значений. Точки на графике, отображающие виды, были размещены случайным образом в диапазоне их глубин для улучшения читаемости графика.

Корреляционный анализ выполнялся с использованием непараметрического теста Спирмена (Spearman, 1961) и пакета «coin» (Hothorn et al., 2006).

Весь статистический анализ и визуализация результатов были проведены в среде программирования R v. 4.3.3.

3. Результаты

Коэффициент теста Шапиро-Уилка по максимальной длине тела для всей выборки данных байкальских амфипод составил W = 0,83, p-value < $2{,}2e^{-16}$, что позволило сделать вывод о несоответствии исследуемой выборки нормальному распределению. Распределение длин тела амфипод (Рис. 1А) имело правостороннюю положительную асимметрию. Для подавляющего большинства видов (91%) максимальная длина тела не превышала 40 мм (Дополнительный файл 1). Большинство видов характеризуется длиной тела от 2 до 20 мм (Рис. 1А). Среднее значение максимальной длины тела байкальских амфипод составило 19,4 мм, медианное значение составило 15 мм. Согласно классификации байкальских амфипод по длине тела (Sherbakov et al., 1998), в общей выборке выделено 34 – 39 карликовых видов, 75 – 83 вида с небольшой длиной тела, 108 – 115 видов со средней длиной тела, 88 – 93 крупных вида и 18 – 19 гигантских видов (см. Дополнительный файл 1). Разброс в количестве видов по категориям обусловлен пограничными случаями, когда максимальная длина тела вида соответствовала верхней границе одной размерной группы и нижней границе предыдущей группы, что потребовало учета таких видов в обеих категориях.

Анализ данных всей выборки по глубине обитания видов также показал отклонение от нормального распределения. Коэффициент теста Лиллиефорса составил 0,25, p-value < $2{,}2e^{-16}$. Гистограмма распределения видов по глубине также продемонстрировала правостороннюю положительную асимметрию (Рис. 1Б). Установлено, что подавляющая часть видового разнообразия байкальских амфипод обитает на глубине до 300 м. Анализ гистограммы распределения видов показал, что в диапазоне от 300 м до максимальной глубины количество видов изменяется незначительно (Рис. 1Б). Медиана глубин обитания составила 62 м, средняя глубина обитания – 213 м (Рис. 1Б).

Анализ выборки без данных представителей рода *Pachyschesis* показал, что распределение значений по длине тела и глубине обитания существенно не изменилось. Анализ значений длин тела с использованием теста Шапиро-Уилка показал

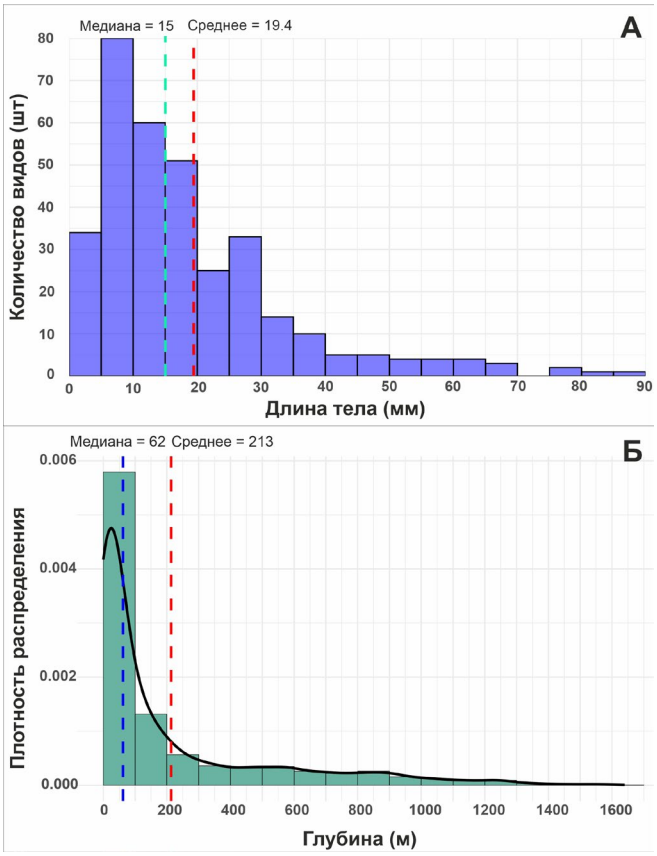


Рис.1. Гистограммы распределения значений длины тела (А) и глубины обитания (Б) байкальских амфипод.

отклонение от нормального распределения: коэффициент W = 0,84, p-value < $2,2e^{-16}$. Коэффициент теста Лиллиефорса для распределения глубин обитания видов также указал на отклонение от нормального распределения: D = 0,26, p-value < $2,2e^{-16}$. Стоит отметить, что данные значений длин тела и глубины обитания выборки, исключающей представителей рода *Pachyschesis*, отклонились от нормального распределения сильнее, чем значения этих параметров полной выборки.

Корреляционный анализ значений длин тела байкальских амфипод от глубины обитания из полной выборки показал наличие умеренной положительной связи между переменными (коэффициент Спирмена равен r = 0,317, p-value < $1e^{-4}$). Таким образом, длина тела байкальских амфипод возрастает по мере увеличения глубины их обитания.

Более выраженная положительная корреляция значений длин тела от глубины обитания наблюдалась при анализе данных выборки, исключающей данные о представителях рода *Pachyschesis*. Коэффициент Спирмена составил r = 0,357, p-value < $1e^{-4}$.

Распределение значений длин тела по глубине обитания в виде диаграммы рассеяния точек также подтвердило результаты полученных коэффициентов корреляции (Рис. 2). Анализ графика распределения значений длин тела байкальских амфипод по глубине обитания для полной выборки (Рис. 2А) выявил следующие закономерности: наблюдалось резкое увеличение длины тела от 0 до примерно 100 м, затем плавное возрастание до 500 м, после чего в интервале 500 – 650 м длина тела амфипод оставалась практически неизменной и от 650 м до максимальной глубины отмечалось постепенное увеличение длины тела (Рис. 2А). Примечательно, что виды с наибольшей длиной тела соответствовали критериям статистических выбросов (Рис. 2А). Общее число таких видов составило 19 (Дополнительный файл 2), среди них *Brachyuropus grewingkii* (Dybowsky, 1874), *Cornugammarus maximus* (Garjajeff, 1901) (Рис. 3А), *Acanthogammarus (Ancyracanthus) lappaceus* Tachteew, 2001, *Acanthogammarus (Acanthogammarus) gracilispinus* Tachteew, 2001 (Рис. 3Б), *Acanthogammarus (Ancyracanthus) victorii* (Dybowsky, 1874) (Рис. 3В) и другие.

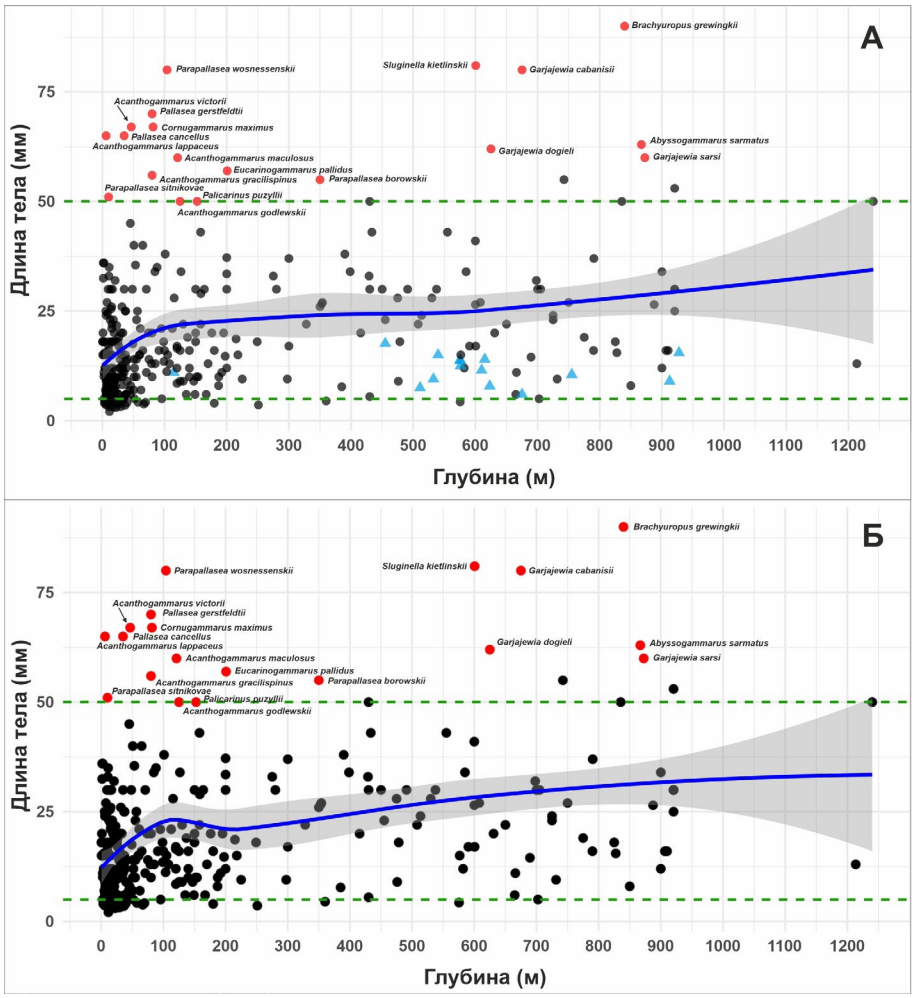


Рис.2. График распределения длины тела по глубине обитания байкальских амфипод.
А. Распределение длины тела по глубине обитания видов из полной выборки.
Б. Распределение длины тела по глубине обитания видов из выборки, исключающей данные о видах рода *Pachyschesis*.
Примечание: Красными точками на графике показаны выбросы. Синяя линия тренда построена методом локальной регрессии (серым цветом отмечен 95% доверительный интервал). Зелеными пунктирами отмечены границы размеров карликовых видов (меньше 5 мм) и гигантских видов (более 50 мм). Точки на графике, отображающие виды, были размещены случайным образом в диапазоне глубин обитания вида. Голубыми треугольниками на Рис. 2 А показаны виды рода *Pachyschesis*.

График распределения значений длин тела байкальских амфипод по глубине обитания без учета данных о видах рода *Pachyschesis* показал резкое увеличение длины тела от 0 до примерно 110 м, затем наблюдалось уменьшение длины тела до примерно 210 м (Рис. 2Б). Глубже 210 м наблюдалось плавное увеличение длины тела амфипод до максимальных глубин. Виды, которые были идентифицированы как статистические выбросы при анализе как полной выборки, так и выборки, исключающей представителей рода *Pachyschesis*, остались неизменными.

Графическое представление распределения длин тела амфипод по глубине позволило установить, что карликовые формы сосредоточены главным образом в литоральной и сублиторальной зонах, в то время как гигантские формы часто встречаются во всех глубинных зонах (Рис. 2). Однако, наличие карликовых форм отмечалось и на больших глубинах, в том числе и в абиссальной зоне (Рис. 2).

4. Обсуждение

При помощи корреляционного анализа установлено, что длина тела байкальских амфипод возрастает по мере увеличения глубины обитания. Более выраженная положительная корреляционная связь наблюдалась при анализе переменных из выборки, исключающей данные о представителях паразитического рода *Pachyschesis*. Исключение этих видов позволило оценить взаимосвязь глубины обитания и длины тела свободноживущих амфипод. Из-за паразитического образа жизни длина тела видов из рода *Pachyschesis* ограничена размером тела хозяина, поэтому причины уменьшения размеров тела этой группы видов вероятно отличаются от тех, что действовали на свободноживущих амфипод.

Долгое время преобладала точка зрения, что вид *Dorogostaiskia parasitica* (Dybowsky, 1874) является паразитом байкальских губок семейства Lubomirskiidae Weltner, 1895. Однако было показано, что в пищевом комке данного вида присутствуют как растительные (в основном диатомовые водоросли), так и животные организмы (Механикова, 2001; Механикова и Воробьева, 2018). Данный вид является полифагом и не причиняет вреда губкам (он соскабливает с губок водоросли, но не питается тканями губок), кроме того, длина его тела не ограничивается какими-либо внешними факторами. Таким образом, исключение вида *D. parasitica* и его подвидов из анализа наравне с представителями рода *Pachyschesis* не имело оснований.

В результате проведенного анализа показано, что в общей выборке преобладают виды со средней длиной тела (10 – 20 мм). В данный интервал значений вошли средняя длины (19,4 мм) и медиана (15 мм) (Рис. 1А). Гистограмма распределения показала, что большая часть видов байкальских амфипод (91%) имеют длину тела до 40 мм (Рис. 1А). Наибольшее видовое разнообразие представлено

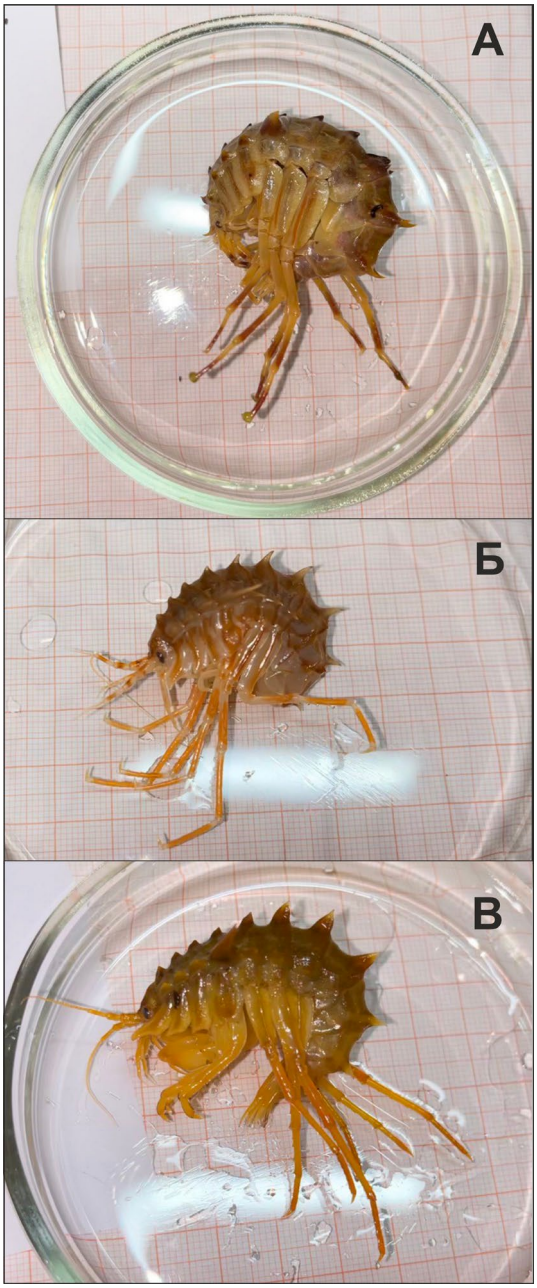


Рис.3. Байкальские амфиподы. А. *Cornugammarus maximus*. Б. *Acanthogammarus (Acanthogammarus) gracilispinus*. В. *Acanthogammarus (Ancyracanthus) victorii*. Фото А.В. Юдинцевой.

преимущественно в литоральной и сублиторальной зонах, и в меньшей степени – в супраабиссальной зоне Байкала (Рис. 1Б). Литоральная и сублиторальная зоны характеризуются высокой биологической продуктивностью и разнообразием субстратов, что обеспечивает амфипод устойчивой кормовой базой, а пространственная неоднородность среды способствует формированию различных морфо-экологических специализаций (Русинек и др., 2012).

В данной работе было показано, что карликовые формы сосредоточены в основном в литоральной и сублиторальной зонах (Рис. 2), однако некоторые виды встречаются и в абиссальной зоне, например, *Aspretus puer* (Базикалова, 1975) встречается на глубине от 36 до 1115 м, *Micruropus parvulus* Bazikalova, 1945 встречается от 40 до 680 м, а вид *Profundalia tenuis* (Базикалова, 1945) встречается от 5

до 1400 м (Дополнительный файл 1). В то же время гигантские формы часто встречаются в литоральной и сублиторальных зонах (Рис. 2), например, вид *A. victorii* (Рис. 3В) часто встречается на глубине от 3 до 90 м, *Parapallasea sitnikovae* Tachteew, 2001 встречается от 5 до 15 м, *Pallasea cancellus* (Pallas, 1772) встречается от 2 до 10 м, *A. lappaceus* встречается от 10 до 60 м (Дополнительный файл 1).

Причины, карликовости и гигантизма некоторых видов байкальских амфипод до сих пор остаются предметом дискуссий. Авторы выдвигали различные гипотезы. Например, А. Я. Базикалова предполагала, что происхождение как гигантских, так и карликовых форм является результатом адаптации для защиты от хищников (главным образом от рыб подотряда Cottoidei). В работах, посвященных исследованию питания коттоидных рыб в литоральной зоне, было показано, что они активно потребляют амфипод из родов *Eulimnogammarus*, *Pallasea* Spence Bate, 1863, *Brandtia* Spence Bate, 1863, *Micruropus* Stebbing, 1899, *Crypturopus* Sowinsky, 1915 (Толмачева, 2007). Длина тела потребляемых рыбами видов достигает 35 мм (Толмачева, 2007). Питание глубоководных видов рыб состоит главным образом из пелагического вида амфипод *M. branickii* (Дзюба, 2004; Сиделева и Козлова, 2010). В работе А. Я. Базикаловой и Д. Н. Талиева было показано, что коттоидные рыбы потребляют в основном гладких амфипод, а из вооруженных видов в пищевом комке присутствовала преимущественно молодь (Базикалова и Талиев, 1948). Отмечается также совпадение ареалов коттоидных рыб с гладкими формами амфипод (Базикалова и Талиев, 1948). В. В. Тахтеев не разделял данную точку зрения. По его мнению, только размер самых гигантских видов амфипод может выводить их из-под пресса хищников (Тахтеев, 2000), однако это является скорее «побочным положительным эффектом», но не первопричиной данного явления (Тахтеев, 2000).

Предполагаемые причины карликовости байкальских амфипод также подробно исследовались в работах А. Я. Базикаловой (Базикалова, 1951; Базикалова, 1962). По ее мнению, фетализация (сохранение эмбриональных признаков у взрослой особи) проявляется у всех представителей рода *Micruropus*. Базикалова предполагала, что было две волны фетализации. Первая была вызвана необходимостью освоения новых экологических ниш для защиты от хищников (мелкие амфиподы могли эффективнее зарываться и скрываться в грунте), а также вследствие межвидовой конкуренции (Базикалова, 1962). Причиной второй волны фетализации являлись неблагоприятные экологические условия. Похолодание и нехватка пищевых ресурсов привели к существенному уменьшению длины тела амфипод. По мнению А. Я. Базикаловой, наиболее ярко это явление проявилось у видов рода *Micruropus* и *Pseudomicruropus* Bazikalova, 1962 (Базикалова, 1962). Неблагоприятные экологические условия могли способствовать формированию карликовых самцов у отдельных видов в качестве адаптационной стратегии, направленной на оптимизацию распределения ресурсов для поддержания жизнедеятельности самок и обеспечения успешного развития потомства (Базикалова, 1962; Бекман, 1958).

Согласно другой гипотезе, карликовость некоторых видов байкальских амфипод может быть обусловлена влиянием паразитарного фактора, в частности, инвазиями микроспоридий (Тахтеев, 2000; Тахтеев и др., 2003). Было установлено, что данный фактор может приводить к появлению интерсексуальных особей, (наличие у особи признаков мужского и женского полов) вследствие нарушения их гормональной системы (Ginsburger-Vogel, 1991). В. В. Тахтеев отмечает, что им была обнаружена особь *B. grewingkii*, имеющая признаки интерсексуальности (Тахтеев и др., 2003). Автор предполагает, что именно инвазии микроспоридиями могут быть причиной карликовости самцов у некоторых видов байкальских амфипод, а также сильного смещения в сторону самок в популяции некоторых видов из рода *Pseudomicruropus* (Тахтеев, 2000; Тахтеев и др., 2003). ДНК микроспоридий действительно была обнаружена у ряда видов байкальских амфипод (Dimova et al., 2018), однако в работе исследовались виды, преимущественно обитающие в литоральной и сублиторальной зонах. Вопрос влияния микроспоридий на размер тела байкальских амфипод требует дальнейшего изучения.

Исследователями рассматривались различные абиотические факторы среды как возможные причины возникновения гигантских форм некоторых байкальских животных и растений. Так, отмечались гигантские формы водорослей (род *Draparnaldioides* C.Meyer & Skabichevskij, 1976) (Мейер, 1922; Кожов, 1947), коловраток (Яшнов, 1922) и рыб (Световидов, 1931). Яшнов связывал явление гигантизма с низкой температурой воды в Байкале (Яшнов, 1922), а Кожов объяснял его не только низкой температурой, но и благоприятным газовым режимом (Кожов, 1947). Верещагин предполагал, что причиной гигантизма могли быть аномальная плотность вод, а также специфический химический состав воды, характеризующийся избытком или недостатком некоторых растворенных веществ (Верещагин, 1940).

Однако, данные гипотезы не объясняют наличие карликовых форм, которые были отмечены у инфузорий, рыб, полихет, изопод (Базикалова, 1948). Базикалова предполагала, что основными причинами возникновения как гигантских, так и карликовых форм являются не абиотические факторы, а адаптация к биотическим факторам среды (Базикалова, 1948). Многие исследователи связывают крупные размеры тела некоторых животных с обилием пищи (Peters, 1986). Однако, в литоральной зоне Байкала, где сосредоточена наибольшая биологическая продуктивность, обитают, как правило, мелкие формы амфипод. Кроме того, амфиподы, обитающие в литоральной и сублиторальной зонах, постоянно находятся под прессом хищников. Базикалова отмечала, что именно под давлением хищников амфиподы освоили все экологические ниши Байкала и сформировали такое большое морфологическое разнообразие (Базикалова, 1948).

Мелкие формы, как правило, обладают гладким телом и высокой подвижностью, что дает им возможность скрываться от хищников, кроме того, они гораздо быстрее достигают половой зрелости, а их эмбриональное развитие значительно короче, чем у крупных форм, что позволяет им размножаться несколько раз в год и быстрее эволюционировать (Базикалова, 1948).

В данной работе показано, что карликовые и гигантские формы байкальских амфипод встречаются на всех глубинах озера. Однако, такое распределение по глубинам характерно не для всех байкальских организмов. Например, гигантские формы моллюсков подсемейства Benedictiinae Clessin, 1880 чаще встречаются в районе устьев рек, а также на участках с наибольшей крутизной склона и населяют преимущественно мягкие грунты сублиторальной зоны (от 40 – 50 до 200 м) (Ситникова и Шимараев, 2001). Карликовые формы моллюсков чаще встречаются глубже 200 – 300 м и населяют преимущественно твердые грунты подводных возвышенностей (Ситникова и Шимараев, 2001). Данное разделение связано с особенностями их репродукции. Моллюски гигантских размеров часто откладывают яйцевые капсулы на собственной раковине или на раковинах других гигантских моллюсков, мелкие формы не имеют такой возможности и откладывают яйцевые капсулы на твердом грунте (Ситникова и Шимараев, 2001). Гипотеза Пигготта и Дюссарта о необходимости твердого субстрата как источника кальция для моллюсков в условиях низкой минерализации вод (Piggott and Dussart, 1995) особенно актуальна для Байкала, где сумма ионов составляет всего ~96 мг/л (Khodzher et al., 2017). Крупное и при этом легкое тело гигантских моллюсков позволяет им обитать на мягком грунте, в то время как небольшие размеры раковины без периостракальных выростов карликовых форм моллюсков бенедиктиид не позволяет им удерживаться на мягком грунте. Стоит также отметить возможное влияние трофического фактора. Гигантские формы моллюсков обитают в более продуктивной сублиторальной зоне, в то время как карликовые формы обитают на глубине более 200 – 300 м, где количество пищевых ресурсов значительно снижается (Ситникова и Шимараев, 2001).

В работе, посвященной изучению изменения длин тела представителей отряда Stomatopoda (Crustacea), достоверно установлено влияние типа грунта (Reaka, 2017). Виды роющие норы в мягких грунтах (ил, песок) имеют большую длину тела, по сравнению с видами, которые занимают отверстия в твердых грунтах (камни, кораллы) (Reaka, 2017). Таким образом, показано, что тип грунта может ограничивать длину тела организмов.

В работе ДеБройера исследовалась средняя длина тела 1215 бентосных видов амфипод из разных регионов (De Broyer, 1977). В результате установлено, что доля гигантских видов (длина тела которых превышала среднюю длину в два раза), обитающих в высоких широтах, особенно в Антарктике была больше (11,7 %), по сравнению с другими районами (De Broyer, 1977). Автор предположил, что причинами полярного гигантизма могут быть низкая температура воды, недостаток пищевого ресурса, а также давление хищников (De Broyer, 1977).

Масштабное исследование длин тела 1853 видов морских и пресноводных амфипод было проведено Шапеллем и Пеком (Chapelle and Peck, 1999). Ими была установлена положительная корреляционная связь между длиной тела и концентрацией кислорода в воде (Chapelle and Peck, 1999; 2004). Авторы объясняют это доступностью кислорода (для эффективного газообмена во всех частях тела) в больших концентрациях, а также сниженным метаболизмом, вследствие низких температур (Chapelle and Peck, 1999; 2004). Гипотеза о связи гигантизма амфипод с высоким содержанием кислорода вызвала большой интерес и нашла подтверждение в дальнейших работах (McClain and Rex, 2001; Spicer and Morley, 2019; Chapelle, 2002). В то же время, согласно альтернативной гипотезе, биодоступность кислорода для организмов в холодной воде снижается из-за уменьшения коэффициента диффузии и увеличения вязкости (Verberk and Atkinson, 2013). В таком случае организмы, с недостаточно развитыми механизмами дыхательной регуляции, могут компенсировать низкую доступность кислорода крупным размером тела (Verberk et al., 2011). По результатам исследования антарктических пикногонид (Pycnogonida) в условиях гипоксии не было установлено связи между размером тела и концентрацией растворенного кислорода (Woods et al., 2009). Кислородная гипотеза была положительно воспринята Тахтеевым для объяснения гигантизма байкальских амфипод, в то же время он отмечал, что высокое содержание кислорода в воде Байкала, вероятно, является не единственным определяющим фактором данного явления (Тахтеев, 2000).

У различных таксономических групп морских организмов выявлены разнонаправленные корреляции между средним размером тела и глубиной обитания. Для большей части таксонов характерно уменьшение размеров тела с увеличением глубины обитания, например, для Malacostraca (подтип Crustacea). У других таксонов (например, Ophiuroidea (офиуры) или типа Porifera (губки)) напротив, наблюдалось увеличение размеров (Van der Grient and Rogers, 2015). В то же время, у некоторых групп (класс Maxillopoda (подтип Crustacea)), взаимосвязи между указанными переменными выявлено не было (Van der Grient and Rogers, 2015).

Примечательно, что самый крупный вид амфипод *Alicella gigantea* Chevreux, 1899 (длина тела от 240 до 340 мм) (Barnard and Ingram, 1986; De Broyer and Thurston, 1987) обнаружен в диапазонах глубин от 4850 – 7000 м (одна особь обнаружена на глубине 1720 м) (Barnard and Ingram, 1986; Jamieson et al., 2013) на глубоководных равнинах северного полушария, в северной части Атлантического океана, а также в окрестностях Гавайских островов (Barnard and Ingram, 1986; De Broyer and Thurston, 1987). У данного вида амфипод найдены гены, находящиеся под положительным отбором, участвующие в «метаболизме глицеролипидов», в процессе «мейоза»

и специфических реакциях «на голодание». Также обнаружены гены, регулирующие метаболизм инозитолфосфатов и участвующие в сигнальных путях инсулина и гликогенеза (Li et al., 2021). Возможно, изменения в указанных генах являются результатом адаптации *A. gigantea* к экстремальным условиям абиссали, приведшие к повышенной устойчивости к высокому давлению воды и дефициту пищевых ресурсов (Li et al., 2021).

Исследование Джеффери с соавторами позволило установить положительную корреляцию между размером генома и длиной тела байкальских амфипод, а также между размером генома и максимальной глубиной обитания. Авторы предположили, что большой размер генома у гигантских видов байкальских амфипод может быть связан с более крупным размером их клеток, а положительная корреляция размера генома и максимальной глубиной обитания видов может объясняться пониженной скоростью развития крупных видов, поскольку виды с большими геномами обладают меньшей скоростью роста из-за более медленного деления клеток (Jeffery et al., 2017).

Вероятно, все указанные биотические и абиотические факторы могли оказывать влияние на длину тела байкальских амфипод в ходе их эволюции. Однако маловероятно, что влияние какого-либо фактора на все виды амфипод было однонаправленным. Действительно, в истории формирования Байкала наблюдались значительные изменения климата, осадконакопления и тектонической активности (Мац и др., 2011; Kalmychkov et al., 2007; Horiuchi et al., 2000). Периоды оледенения, безусловно, влияли на биологическую продуктивность озера (Qiu et al., 1993) и, вероятно, были причиной различных адаптаций у организмов, в том числе направленных на формирование устойчивости к недостатку пищевых ресурсов. Таким образом, климатический фактор, скорее всего, оказывал влияние на длину тела байкальских амфипод. Значимым фактором, вероятно, являлся и хищнический пресс, поскольку наиболее крупные и вооруженные амфиподы действительно являются редкой добычей байкальских рыб (Базикалова и Талиев, 1948). У небайкальских амфипод описано изменение длины тела (особенно у самцов) особей, зараженных микроспоридиями (Ginsburger-Vogel, 1991). Поскольку ДНК микроспоридий была обнаружена у ряда байкальских видов амфипод (Dimova et al., 2018), влияние данного фактора на длину тела также нельзя исключать. Возможно, высокое содержание кислорода оказало определенное влияние на длину тела байкальских амфипод, однако полученные результаты данной работы противоречат кислородной гипотезе. Корреляционный анализ, проведенный в данной работе, показал, что длина тела увеличивается с глубиной. В то же время, известно, что концентрация кислорода в байкальской воде с глубиной уменьшается (Khodzher et al., 2017), однако стоит отметить, что содержание данного элемента в байкальской воде остается относительно высоким на всех глубинах (9,5 – 14,5 мг/л) (Khodzher et al., 2017). Таким образом, высокое содержание кислорода в байкальской воде мы не рассматриваем в качестве основного и единственного фактора, влияющего на длину тела амфипод. Совместное обитание карликовых и гигантских форм байкальских амфипод на одних и тех же глубинах свидетельствует, что длина их тела изменялась под влиянием меняющихся биотических и абиотических факторов, чье относительное воздействие, вероятно, варьировало в разные временные периоды.

5. Заключение

В работе показано, что длина тела большинства видов амфипод, населяющих Байкал, не превышает 40 мм. При этом среднее значение в распределении максимальной длины тела амфипод составило 19,4 мм, а медианное значение составило 15 мм. Наибольшее видовое разнообразие амфипод наблюдается в литоральной (0 – 20 м) и сублиторальной (0 – 70 м) зонах озера. С глубины 300 м видовое разнообразие значительно сокращается. Было показано, что гигантские и карликовые виды амфипод встречаются на всех глубинах озера, в том числе и в абиссальной зоне. При помощи корреляционного анализа установлена значимая умеренная положительная связь между длиной тела и глубиной обитания амфипод (r = 0,317). При исключении из выборки данных паразитического рода *Pachyschesis* сила корреляции возросла (r = 0,357).

С учетом выявленной связи длины тела с глубиной обитания, мы предполагаем, что на длину тела байкальских амфипод в ходе эволюционной истории оказывали влияние и другие абиотические и биотические факторы, что подчеркивает необходимость дальнейших исследований данного вопроса.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке темы бюджетного финансирования № 0279-2021-0010 Федерального государственного бюджетного учреждения науки Лимнологического института Сибирского отделения Российской академии наук.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Базикалова А.Я. 1945. Амфиподы озера Байкал: Труды Байкальской лимнологической станции.

Базикалова А.Я. 1948. Заметки об амфиподах Байкала. Труды Байкальской лимнологической станции 12: 20–32.

Базикалова А.Я. 1951. Морфологические особенности молодых стадий байкальских амфипод. Труды Байкальской лимнологической станции 13: 120–205.

Базикалова А.Я. 1959. Новые виды амфипод из Малого Моря. Труды Байкальской лимнологической станции 17: 512–519.

Базикалова А.Я. 1962. Систематика, экология и распространение родов *Micruropus* Stebbing и *Pseudomicruropus* nov. gen.(Amphipoda, Gammaridea). Систематика и экология ракообразных Байкала. Труды Лимнологического института 2(22): 3–140.

Базикалова А.Я. 1975. К систематике байкальских амфипод (Роды *Carinogammarus* Stebbing, *Eucarinogammarus* (Sow.) и *Asprogammarus* gen. n.). В: Новое о фауне Байкала. Новосибирск: Наука, С. 31–81.

Базикалова А.Я., Талиев Д.Н. 1948. О некоторых зависимостях дивергентной эволюции Amphipoda и Cottoidei в оз. Байкал.

Бекман М.Ю. 1958. О карликовых самцах у эндемиков Байкала. В: Доклады АН СССР.

Верещагин Г.Ю. 1940. Происхождение и история Байкала, его фауны и флоры. В: Труды Байкальской лимнологической станции АН СССР. ТХ.

Дзюба Е.В. 2004. Исследование пищевых стратегий пелагических рыб Байкала. Докторская дисс., Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок Некоузского, Россия.

Дорогостайский В.Ч. 1930. Новые материалы для карцинологической фауны озера Байкал. Труды Комиссии по изучению оз. Байкала 2: 49–76.

Камалтынов Р.М. 2001. Амфиподы (Amphipoda: Gammaroidea). Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна 1(1): 573.

Кожов М.М. 1947. Животный мир оз. Байкал. Иркутск: ОГИЗ.

Кожов М.М. 1962. Биология озера Байкал. М.: Наука.

Мац В.Д., Щербаков Д.Ю., Ефимова И.М. 2011. Позднемеловая–кайнозойская история Байкальской впадины и формирование уникального биоразнообразия Байкала. Стратиграфия. Геологическая корреляция 19(4): 40–61.

Мейер К.И. 1922. Новые виды зеленых водорослей оз. Байкал. Ботанические материалы Института споровых растений Главного ботанического сада РСФСР 1(1): 13–15.

Механикова И.В. 2001. Состав и сезонная динамика питания *Brandtia parasitica* (Dyb.) из озера Байкал. В: Исследования фауны водоемов Восточной Сибири. Иркутск: Иркутский гос. университет, С. 62–70.

Механикова И.В., Воробьева С.С. 2018. О питании симбиотических амфипод *Brandtia parasitica parasitica* (Crustacea, Amphipoda) на больных байкальских губках семейства Lubomirskiidae в Южном Байкале. Зоологический журнал 97(2): 131–135. DOI: 10.7868/S0044513418020010

Русинек О.Т., Тахтеев В.В., Ходжер Т.В. и др. 2012. Байкаловедение. Новосибирск: Наука.

Световидов А.Н. 1931. Материалы по систематике и биологии хариусов озера Байкал. Тр. Байкал, лим-нол. станции 1: 19–199.

Сиделева В.Г., Козлова Т.А. 2010. Сравнительное изучение эндемичных коттоидных рыб (Cottidae, Comephoridae) в связи с их приспособлением к обитанию в пелагиали озера Байкал. Труды Зоологического Института РАН 314(4): 433–447.

Ситникова Т.Я., Шимараев М.Н. 2001. О глубоководных «карликах» и «гигантах» среди байкальских эндемичных гастропод. Журн. общ. биологии 62(3): 226–238.

Тахтеев В.В. 2000. Очерки о бокоплавах озера Байкал: систематика, сравнительная экология, эволюция. Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования Иркутский государственный университет.

Тахтеев В.В. 2021. К систематике и экологии рода *Leptostenus* (Crustacea, Amphipoda) из озера Байкал, с описанием двух новых видов. Зоологический журнал 100(9): 984–1001. DOI: 10.31857/S0044513421070126

Тахтеев В.В., Механикова И.В., Говорухина Е.Б. 2003. Экологические механизмы эндемичной эволюции бокоплавов (Crustacea Amphipoda) озера Байкал. Сибирский экологический журнал 10(3): 305–310.

Тимошкин О.А., Механикова И.В., Шубенков С.Г. 1995. Морфологические особенности *M. branickii*.

Толмачева Ю.П. 2007. Сравнительная характеристика питания керчаковых рыб (Cottoidei) литорали Южного Байкала (Doctoral dissertation, Толмачева Юлия Петровна).

Яшнов В.А. 1922. Планктон озера Байкала по материалам Байкальской Экспедиции Зоологического Музея Московского Университета в 1917 г.

Barnard J.L., Ingram C.L. 1986. The supergiant amphipod *Alicella gigantea* Chevreux from the North Pacific gyre. Journal of Crustacean Biology 6(4): 825–839. DOI: 10.1163/193724086X00613

Bedulina D.S., Takhteev V.V., Pogrebnyak S.G. et al. 2014. On *Eulimnogammarus messerschmidtii*, sp. n.(Amphipoda: Gammaridea). Zootaxa 3838(5): 518–544. DOI: 10.11646/zootaxa.3838.5.2

Bekman M.Y., Kamaltynov R.M., Mekhanikova I.V. et al. 1998. List of Gammaridae species. In: Kozhova O. M., L. R. Izmest'eva (Eds.), Lake Baikal, Evolution and Biodiversity. Leiden: Backhuys Publ., pp. 388–397.

Chapelle G. 2002. Antarctic and Baikal amphipods: a key for understanding polar gigantism. Ph. D. thesis, Unviersite Catholique de Louvain, Belgium.

Chapelle G., Peck L.S. 1999. Polar gigantism dictated by oxygen availability. Nature 399(6732): 114–115. DOI: 10.1038/20099

Chapelle G., Peck L.S. 2004. Amphipod crustacean size spectra: new insights in the relationship between size and oxygen. Oikos 106(1): 167–175. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2004.12934.x

Daneliya M.E., Väinölä R. 2014. Five subspecies of the *Dorogostaiskia parasitica* complex (Dybowsky) (Crustacea: Amphipoda: Acanthogammaridae), epibionts of sponges in Lake Baikal. Hydrobiologia 739: 95–117. DOI: 10.1007/s10750-013-1671-x

De Broyer C., Thurston M.H. 1987. New Atlantic material and redescription of the type specimens of the giant abyssal amphipod *Alicella gigantea* Chevreux (Crustacea). Zoologica Scripta 16(4): 335–350. DOI: 10.1111/j.1463-6409.1987.tb00079.x

De Broyer C. 1977. Analysis of the gigantism and dwarfness of Antarctic and Subantarctic Gammaridean Amphipoda. In: Adaptations within Antarctic ecosystems, pp. 327–334.

Dimova M., Madyarova E., Gurkov A. et al. 2018. Genetic diversity of Microsporidia in the circulatory system of endemic amphipods from different locations and depths of ancient Lake Baikal. PeerJ 6: e5329. DOI: 10.7717/peerj.5329

Ginsburger-Vogel T. 1991. Intersexuality in *Orchestia mediterranea* Costa, 1853, and *Orchestia aestuarensis* Wildish, 1987 (Amphipoda): a consequence of hybridization or parasitic infestation?. Journal of Crustacean Biology 11(4): 530–539. DOI: 10.2307/1548522

Gross J., Ligges U., Ligges M.U. 2015. Package 'nortest'. Five omnibus tests for testing the composite hypothesis of normality. DOI: 10.32614/CRAN.package.nortest

Horiuchi K., Minoura K., Hoshino K. et al. 2000. Palaeoenvironmental history of Lake Baikal during the last 23000 years. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 157(1–2): 95–108. DOI: 10.1016/S0031-0182(99)00156-X

Horton T., Lowry J., De Broyer C. et al. 2024. World Amphipoda Database. Accessed at https://www.marinespecies.org/amphipoda on yyyy-mm-dd. (No Title). DOI: 10.14284/368

Hothorn T., Hornik K., Van De Wiel M.A. et al. 2006. A lego system for conditional inference. The American Statistician 60(3): 257–263. DOI: 10.1198/000313006X118430

Jamieson A.J., Lacey N.C., Lörz A.N. et al. 2013. The supergiant amphipod *Alicella gigantea* (Crustacea: Alicellidae) from hadal depths in the Kermadec Trench, SW Pacific Ocean. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 92: 107–113. DOI: 10.1016/j.dsr2.2012.12.002

Jeffery N.W., Yampolsky L., Gregory T.R. 2017. Nuclear DNA content correlates with depth, body size, and diversification rate in amphipod crustaceans from ancient Lake Baikal, Russia. Genome 60(4): 303–309. DOI: 10.1139/gen-2016-0128

Kalmychkov G.V., Kuz'Min M.I., Pokrovskii B.G. et al. 2007. Oxygen isotopic composition in diatom algae frustules from Lake Baikal sediments: annual mean temperature variations during the last 40 Ka. In Doklady Earth Sciences 413(1): 206. DOI: 10.1134/S1028334X07020158

Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2017. Current chemical composition of Lake Baikal water. Inland Waters 7(3): 250–258. DOI: 10.1080/20442041.2017.1329982

Li W., Wang F., Jiang S. et al. 2021. The adaptive evolution and gigantism mechanisms of the hadal "supergiant" amphipod *Alicella gigantea*. Frontiers in Marine Science 8: 743663. DOI: 10.3389/fmars.2021.743663

McClain C., Rex M. 2001. The relationship between dissolved oxygen concentration and maximum size in deep-sea turrid gastropods: an application of quantile regression. Marine Biology 139: 681–685. DOI: 10.1007/s002270100617

Mekhanikova I.V. 2010. Morphology of mandible and lateralia in six endemic amphipods (Amphipoda, Gammaridea) from Lake Baikal, in relation to feeding. Crustaceana 83(7): 865–887. DOI: 10.1163/001121610X504289

Mekhanikova I.V., Chapelle G., De Broyer C. 2001. *Echiuropus bekmanae* n. sp.(Crustacea, Amphipoda, Carinogammaridae) from Lake Baikal, retrieved by a new deep-water sampling device. Hydrobiologia 462: 241–251. DOI: 10.1023/A:1013184331101

Mekhanikova I.V., Sitnikova T.Y., Khanaev I.V. 2023. Composition and distribution of macroinvertebrates associated with *Lubomirskia baikalensis* sponges (Spongillida, Lubomirskiidae) during an ecological crisis in lake baikal. Zoologičeskij žurnal 102(9): 963–979. DOI: 10.31857/S0044513423080081

Morino H., Kamaltynov R.M., Nakai K. et al. 2000. Phenetic analysis, trophic specialization and habitat partitioning in the Baikal amphipod genus Eulimnogammarus (Crustacea). Advances in Ecological Research 31: 355–376. DOI: 10.1016/S0065-2504(00)31019-4

Moskalenko V.N., Neretina T.V., Yampolsky L.Y. 2020. To the origin of lake baikal endemic gammarid radiations, with description of two new *Eulimnogammarus* spp. Zootaxa 4766(3): 457–471. DOI: 10.11646/zootaxa.4766.3.5

Peters R.H. 1986. The ecological implications of body size (Vol. 2). Cambridge university press.

Piggott H., Dussart G. 1995. Egg-laying and associated behavioural responses of Lymnaea peregra (Müller) and Lymnaea stagnalis (L.) to calcium in their environment. Malacologia 37: 13–21.

Qiu L., Williams D.F., Gvorzdkov A. et al. 1993. Biogenic silica accumulation and paleoproductivity in the northern basin of Lake Baikal during the Holocene. Geology 21(1): 25–28. DOI: 10.1130/0091-7613(1993)021<0025:BSAAPI>2.3.CO;2

Reaka M.L. 2017. Biogeographic patterns of body size in stomatopod Crustacea: ecological and evolutionary consequences. In: Crustacean biogeography. Routledge, pp. 209–235

Shapiro S.S., Wilk M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 52(3–4): 591–611. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591

Sherbakov D.Y. 1999. Molecular phylogenetic studies on the origin of biodiversity in Lake Baikal. Trends in ecology & evolution 14(3): 92–95. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01543-2

Sherbakov D.Y., Kamaltynov R.M., Ogarkov O.B. et al. 1998. Patterns of evolutionary change in Baikalian gammarids inferred from DNA sequences (Crustacea, Amphipoda) Molecular Phylogenetics and Evolution 10(2): 160–167. DOI: 10.1006/mpev.1997.0482

Spearman C. 1961. The proof and measurement of association between two things. DOI: 10.2307/1412159

Spicer J.I., Morley S.A. 2019. Will giant polar amphipods be first to fare badly in an oxygen-poor ocean? Testing hypotheses linking oxygen to body size. Philosophical Transactions of the Royal Society B 374(1778): 20190034. DOI: 10.1098/rstb.2019.0034

Van der Grient J.M., Rogers A.D. 2015. Body size versus depth: regional and taxonomical variation in deep-sea meio- and macrofaunal organisms. In Advances in marine biology 71: 71–108. DOI: 10.1016/bs.amb.2015.07.002

Verberk W.C., Atkinson D. 2013. Why polar gigantism and P alaeozoic gigantism are not equivalent: effects of oxygen and temperature on the body size of ectotherms. Functional Ecology 27(6): 1275–1285. DOI: 10.1111/1365-2435.12152

Verberk W.C., Bilton D.T., Calosi P. et al. 2011. Oxygen supply in aquatic ectotherms: partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. Ecology 92(8): 1565–1572. DOI: 10.1890/10-2369.1

Wickham H., Sievert C. 2009. ggplot2: elegant graphics for data analysis 10. New York: Springer, pp. 978–980.

Wood S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology 73(1): 3–36. DOI: 10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x

Woods H.A., Moran A.L., Arango C.P. et al. 2009. Oxygen hypothesis of polar gigantism not supported by performance of Antarctic pycnogonids in hypoxia. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 276(1659): 1069–1075. DOI: 10.1098/rspb.2008.1489

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Accumulation of microplastics and anthropogenic fibers in natural populations of blood-sucking mosquitoes of the genus *Aedes* in the environs of Tomsk (Western Siberia, Russia)

Varenitsina A.A.*, Simakova A.V., Babkina I.B., Derova A.V.

Tomsk State University, 36 Lenin Ave., Tomsk, 634050, Russia

ABSTRACT. The content of microplastics (MPs) was monitored in natural populations of blood-sucking mosquitoes of the genus *Aedes* (Meigen, 1818) at different mosquito life cycle stages in the environs of Tomsk (Western Siberia, Russia) across various biotopes (meadow swamps, forest bogs, sphagnum bogs) for three years (2021–2023). A total of 990 mosquitoes were analyzed for MP content. The detected MPs varied in shape and size, ranging from 0.1 to 1 mm. The average number of MPs per mosquito individual increased from 0.012 ± 0.003 in 2021 to 0.191 ± 0.087 in 2023. The MP content increased from larval stage I to larval stage III, decreased at stage IV, and then decreased at pupal and imago stages. The highest MP content was recorded in mosquitoes from sphagnum bogs, while the lowest one was found in insects from meadow swamps. No statistically significant differences were revealed across biotopes. Black fragments and fibers <0.5 mm in size were predominant. The analysis revealed a general trend in which the number of MPs increases annually, particularly small black fragments (tire and road wear particles). This increase may be attributed to the proximity of roads that contribute to MP pollution in nearby water bodies, as well as degradation of synthetic textiles resulting in the release of MPs and anthropogenic fibers via sewage effluents. The obtained data indicate a wide distribution of MPs in natural populations of *Aedes* mosquitoes and confirm the urgent need for further research into the effect of MPs on their biology and the role of these insects as pollution indicators.

Keywords: Microplastics, particles, fibers, blood-sucking mosquitoes, water pollution, aquatic ecosystems

For citation: Varenitsina A.A., Simakova A.V., Babkina I.B., Derova A.V. Accumulation of microplastics and anthropogenic fibers in natural populations of blood-sucking mosquitoes of the genus *Aedes* in the environs of Tomsk (Western Siberia, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 780-793. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-780

1. Introduction

Plastics are integral to modern society. Synthetic polymers are found in almost every sector, from industry, construction, and transportation to medicine, packaging, and everyday items (Andrady and Neal, 2009). However, a widespread use of plastic products and inadequate management of plastic waste have become one of the most serious environmental issues of our time. According to numerous studies, the annual global production of plastic exceeds 400 million tons (Geyer et al., 2017). A significant portion of plastic materials is not recycled or properly disposed, contributing to their long-term persistence in the environment for decades to centuries. Mismanaged plastic wastes migrate and accumulate in various components of the biosphere, including water, soil, and fresh and marine water bodies (Thompson et al., 2004).

Microplastics (MPs) are tiny plastic particles measuring up to 5 mm along their largest axis (Thompson et al., 2004). Microplastics originate mainly from the degradation of larger plastic products due to natural factors such as ultraviolet radiation, temperature fluctuations, and mechanical impact (Royer et al., 2018). The primary MP sources include car tire wear, synthetic fabrics, cosmetics, packaging materials, and industrial waste (Fendall and Sewell, 2009; Kole et al., 2017; Akbari et al., 2024). A significant portion of MPs is transferred to the environment through wastewater, spreading across aquatic and terrestrial ecosystems (Browne et al., 2011). This raises great concern, as these particles can potentially enter food webs and affect a wide range of living organisms, from primitive single-celled microorganisms to highly evolved vertebrates (Wilcox et al., 2016; Botterell et al., 2019).

*Corresponding author.
E-mail address: anna.varenitsina@yandex.ru (A.A. Varenitsina)

Received: July 30, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Microplastics are a relatively inert material; however, various additives such as stabilizers, flame retardants and dyes that manufacturers add to plastic to improve their performance can be toxic and increase harmful effects of MPs on living organisms (Pilapitiya and Ratnayake, 2024). Although MP uptake does not induce acute lethal effects, it can lead to chronic disorders, including mechanical tissue damage, developmental delay, waning immunity, gut dysbiosis, and reproductive disorders (Wright et al., 2013; Sussarellu et al., 2016).

Insects play a vital role in maintaining biodiversity and stability of natural ecosystems. They are the most numerous group of animals, comprising approximately 80% of all known animal species. Insects perform important functions: they pollinate plants, regulate pest populations, decompose organic matter, and serve as a source of food for other animals (Seki, 1986). Amphibious insects represent a unique link in ecosystems, since they undergo different stages of metamorphosis in both aquatic and terrestrial ecosystems. Their larvae are involved in the filtration of organic matter and can be used as bioindicators for assessing the ecological status of water bodies, responding rapidly to environmental changes, particularly those caused by harmful substances and pollutants (Yee and Kaufman, 2019). This ability makes them promising candidates for studying the effects of MP pollution (Ehlers et al., 2019).

At present, no comprehensive data are available to track the long-term dynamics of MP accumulation in amphibious insects. The number of studies addressing this problem is limited, and Western Siberia remains virtually unexplored in this regard.

In this study, natural populations of mosquitoes of the genus *Aedes* (Meigen, 1818) were used as a model object to monitor MP accumulation in insects of Western Siberia. This taxon is common for various ecosystems, and exhibits a high abundance and diversity of species. In addition, it is of epidemiological significance, being a carrier of viral, bacterial and helminthic diseases (Dobson and Foufopoulos, 2001; Bhatt et al., 2013).

The aim of the study was to analyze the dynamics of MP accumulation in the bodies of insects during metamorphosis, using natural populations of blood-sucking mosquitoes of the genus *Aedes* (Diptera: Culicidae) in Western Siberia as an example.

2. Material and methods

Field methods. Mosquitoes were collected in the environs of Tomsk (Western Siberia, Russia) in various biotopes: meadow swamps (56°32′53.2″N, 84°52′02.0″E; 56°34′27.9″N, 85°01′15.2″E; 60°36′47.4″N, 77°21′26.1″E), forest bogs (56°30′29.5″N, 84°45′35.0″E), and sphagnum bogs (56°30′27.8″N, 84°49′49.5″E) in spring, 2021–2023. A dip net with a diameter of 20 cm was used to collect larvae and pupae. The net was immersed in water to half the rim diameter and moved along the surface and in the water column at a depth of up to 30 cm. Catching was performed at several points of the selected water body with an interpoint distance of at least 1 m. Larvae and pupae were transported to the laboratory in sealed plastic containers with water from the collection site. The containers were tightly closed, and the volume of liquid was sufficient to maintain the oxygen regime. Cages with a wire frame covered with gauze were used for imago. The transportation period did not exceed 24 h to ensure high survival. The collected material was fixed in 70% ethanol for further study.

Laboratory methods. Identification of larvae and adults was performed by morphological features using standard taxonomic keys (Gutsevich et al., 1970). Before homogenization, each mosquito individual was thoroughly washed with distilled water twice to remove surface contaminants and foreign MPs. Dissection was performed as follows: the intestines of larvae, the main accumulators of MPs, were carefully separated (Simakova et al., 2022); in pupae, all soft tissues were separated from the exoskeleton due to undifferentiated contents; in adults, the contents of the head capsule, thoracic and abdominal regions were separated. Homogenization was performed in pools of up to 25 individuals with the addition of 35% H_2O_2 and 0.05 M $FeSO_4$ as a catalyst in a ratio of 3/1 (v/v) until complete dissolution of the organic matter. Peroxide oxidation was performed in variations to extract MPs from natural waters, bottom sediments, fish and invertebrate tissues (Claessens et al., 2013; Karami, 2017; Lusher et al., 2020; Simakova et al., 2024).

For microscopic analysis, the obtained homogenate was filtered through a glass fiber membrane filter with a pore diameter of 1 μm (Membrane Solutions, China) using a vacuum pump. Particle counting and identification were conducted using a Stemi 2000-c binocular microscope (Carl Zeiss, Germany) by the 'hot needle test' method (Hidalgo-Ruz et al., 2012). This method employs the principle of thermal action, whereby MPs change their shape upon contact with a hot needle, unlike non-plastic materials, which are not subject to deformation. Particle counting was performed with regard to the morphological characteristics of MPs: shape (fragments, fibers), color (colorless, black, yellow, red, blue, green), and size (small particles <0.5 mm, large particles >0.5 mm) (Hidalgo-Ruz et al., 2012). A total of 990 mosquito individuals were examined.

Statistical analysis. The obtained data were analyzed using R statistical software (R Core team, 2021). The MP content in natural mosquito populations was studied with regard to different factors (year of observation, biotope, life cycle stage), using variance analysis (ANOVA). The significance level of differences was set at $a = 0.05$.

3. Results

The study of natural populations of mosquitoes collected in various biotopes (meadow swamps, forest bogs, sphagnum bogs) in the environs of Tomsk (Western Siberia, Russia) during the spring of 2021–2023 revealed the presence of MPs at all mosquito life cycle stages.

Analysis of the filters identified MPs of various shapes and sizes: fragments with the maximum axis diameter of 0.1–1 mm and anthropogenic fibers up to 1 mm long. The detected particles were of various colors, with black fragments and fibers statistically predominating (ANOVA: $F = 3.43$, p-value $= 0.0056$) (Fig. 1).

The differences in the number of MPs across different years were statistically significant. The maximum number of MP fragments and fibers in mosquitoes was recorded in 2023. The average number of MPs per mosquito individual attained 0.012 ± 0.003 in 2021, 0.014 ± 0.005 in 2022, and 0.191 ± 0.087 in 2023 (ANOVA: $F = 7.36$, p-value $= 0.0074$). No statistically significant differences were observed across either biotopes or life cycle stages.

As evidenced by the sample collected in the 'sphagnum bog' biotope (all stages of metamorphosis), the MP content tends to change across mosquito life cycle stages: the number of MPs increases from larval stage I to larval stage III, decreases at stage IV, and then decreases at pupal and imago stages (Fig. 2).

The highest MP content was recorded in mosquitoes from sphagnum bogs, while the lowest content was observed in insects from meadow swamps (Fig. 3).

Thus, it can be concluded that blood-sucking mosquitoes accumulate MPs and anthropogenic fibers in various biotopes.

4. Discussion

In recent years, there has been mounting concern about MPs as a pollution factor in biological systems. Insects play a vital role in functioning of ecosystems and can be potential environmental bioindicators, including the presence of MPs (Al-Jaibachi et al., 2018; Simakova et al., 2022; Haque et al., 2025). Primarily, insects ingest MPs from water and food, and can also use particles as a building material and substrate in polluted environments (Gallitelli et al., 2021). Microplastics entering the digestive system can cause microtrauma to internal organs, imbalance of intestinal microbiota, and waning immunity (Jeong et al., 2016; Jin et al., 2018; Liu et al., 2019; Qiao et al., 2019; Polenogova et al., 2025).

Mosquitoes, important representatives of both aquatic and terrestrial ecosystems, are capable of absorbing MPs and anthropogenic fibers at larval stages, filtering water and organic matter. Recent studies have shown that particles persist in the bodies of mosquitoes throughout their life cycle, from larvae to adults, indicating ontogenic transference of MPs (Al-Jaibachi et al., 2018; 2019; Simakova et al., 2022; 2024). This makes mosquitoes potential carriers of MPs into terrestrial food webs. The results of the present study also confirm the presence of MPs at different stages of metamorphosis, with the highest MP content observed at larval stage III, followed by the decreased MP content at stage IV and pupal and imago stages. This indicates a partial removal of MPs during metamorphosis, which is consistent with the experimental data provided by Simakova et al. (2022). The data showed a substantial reduction in the MP content in *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) during metamorphosis from larvae to pupae and a minor reduction during metamorphosis from pupae to adults (on average 7.3×10^6 particles per larva, 15.8 per pupa, and 10.9 per adult). This can be attributed to the feeding habits and behaviors of mosquitoes at different stages of metamorphosis. At larval stage, *Aedes*

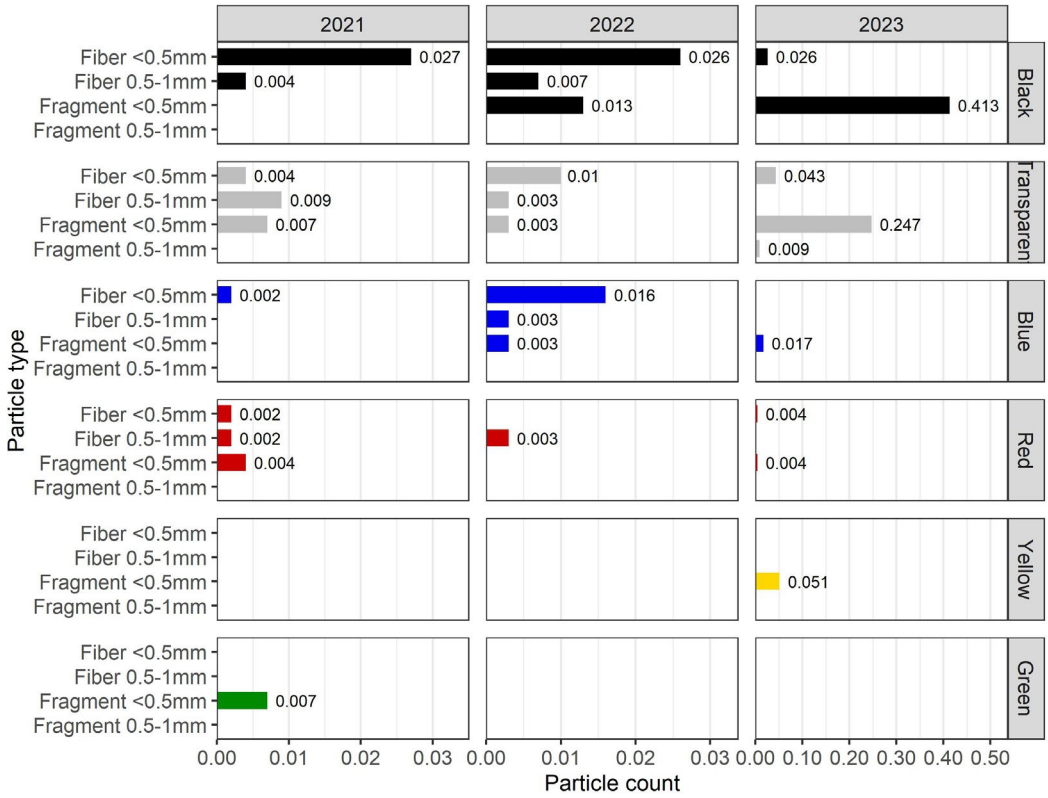


Fig.1. Average number of MPs per *Aedes* mosquito individual.

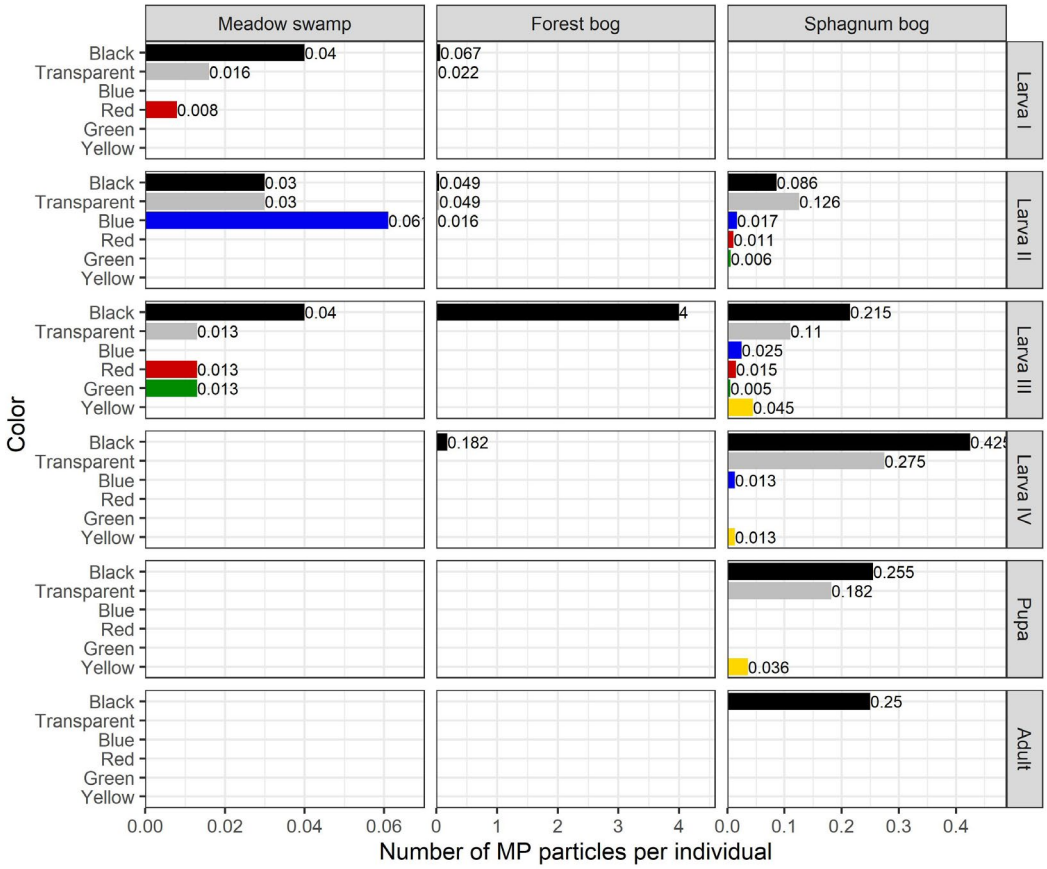


Fig.2. Average number of MP fragments and fibers in *Aedes* mosquitoes from different biotopes and at different stages of metamorphosis.

mosquitoes actively filter microscopic algae, bacteria and organic detritus from water using their mouth brushes, which contributes to their gradual growth. At stage II, feeding becomes more intense, leading to increased food consumption. Stage III is characterized by a high level of feeding activity: the larvae actively feed and grow quickly. At stage IV, feeding intensity decreases significantly, when the larvae expel the contents from the gut, preparing for pupation. The pupal stage of mosquitoes is a non-feeding period due to body restructuring to transform into adults. Adult mosquitoes demonstrate sexual dimorphism in their feeding habits: females need the blood of warm-blooded animals; males feed mainly on nectar and plant juices.

Microplastics are known to affect insect physiology, including body weight, growth rate, survival, and behavior (Boots et al., 2019; Buteler et al., 2022). However, study results vary depending on the insect species and on MP type, size, and content. For example, PS microspheres at certain doses did not affect the mortality rate and body weight of *Culex pipiens* (Linnaeus, 1758) mosquitoes (Al-Jaibachi et al., 2019), while *Ae. aegypti* exhibited increased average body weight under similar conditions (Simakova et al., 2022). At the same time, ingested PE microspheres caused significant increase in the larval mortality rate in *Aedes albopictus* (Skuse, 1895) and *Culex quinquefasciatus* (Say, 1823) (Griffin et al., 2023).

This study revealed the presence of MPs at all mosquito life cycle stages. The detected particles of various shapes and sizes (fragments with the maximum axis diameter of 0.1–1 mm and fibers up to 1 mm long) correspond to the characteristics of MPs detected in natural aquatic and terrestrial ecosystems. Li et al. (2020) and Frank et al. (2022) indicated that MPs in aquatic ecosystems are represented mainly by fibers and fragments ranging from several microns to millimeters.

In this study, the predominant MPs were black fragments and fibers <0.5 mm in size (ANOVA: $F = 3.43$, p-value $= 0.0056$). The high proportion of black MPs is likely due to tire and road wear particles, a major contributor to MP pollution in urban and natural ecosystems (Kole et al., 2017). Particles composed of rubber and synthetic polymers have a characteristic black color and can be carried over long distances by wind and then settle on ground or water. In addition, black fibers come from textile pollution sources, including wear of synthetic clothing and sewage effluents (Deng et al., 2020). Thus, the predominance of black MPs indicates a complex anthropogenic impact of the transport and textile industries on the pollution in the studied biotopes.

The highest MP content was recorded in mosquitoes from sphagnum bogs, while the lowest content was observed in insects from meadow swamps. Sphagnum bogs effectively retain pollutants, including MPs, due to their unique hydrological conditions, slow water movement, and accumulation of organic matter. At the same time, relatively low concentrations of pollutants in meadow swamps can be attributed to more dynamic hydrological conditions and a lower anthropogenic pollution level (Limpens et al., 2008).

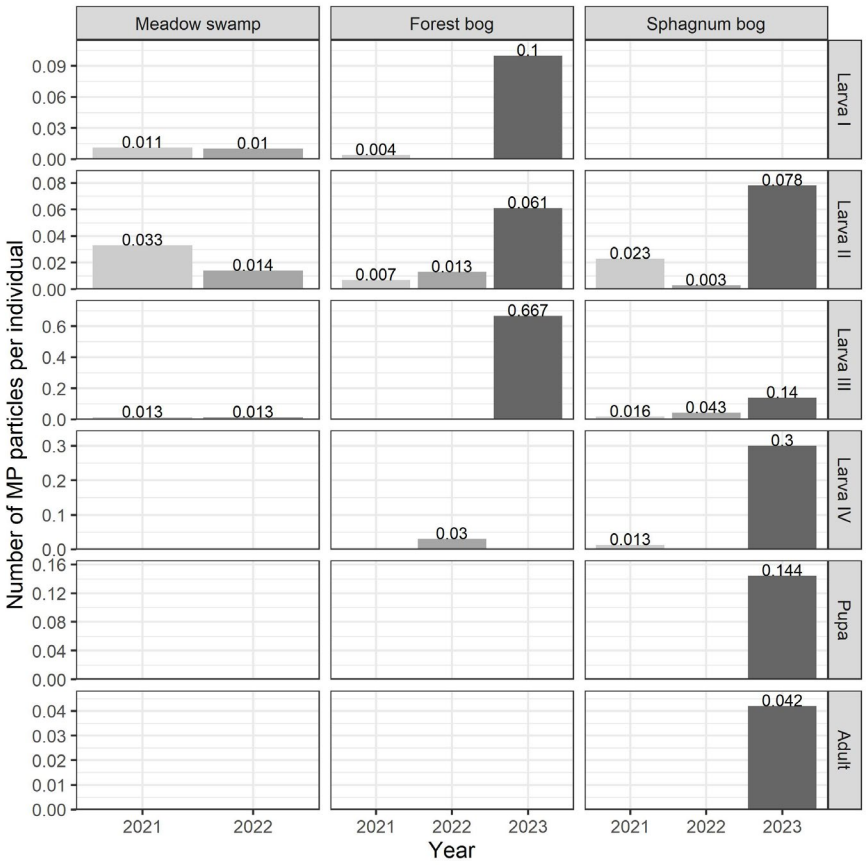


Fig.3. Average number of MP fragments and fibers per *Aedes* mosquito individual at different stages of metamorphosis.

A statistically significant increase in the MP content (ANOVA: F = 7.36, p-value = 0.0074) in mosquitoes in 2023 (the average number of MPs per individual was 0.191 ± 0.087) compared to 2021 and 2022 (0.012 ± 0.003 and 0.014 ± 0.005, respectively) indicates a general trend of increasing MP pollution in the environment. Griffin et al. (2023) reported that the currently increasing levels of MP pollution have a noticeable biological impact on living organisms. The increased quantitative indicators of MPs in the present study can be attributed to the increased anthropogenic load and local climatic and hydrological conditions in the region during certain years.

Thus, the obtained data indicate a wide distribution of MPs across natural mosquito populations in Western Siberia and confirm their vital role in the accumulation and transference of MPs to terrestrial ecosystems. The revealed trends in MP contents across different years, biotopes and metamorphosis stages correspond to modern concepts of environmental bioavailability and dynamics of MPs and anthropogenic fibers. The obtained data boost the need for further in-depth study of the effect of MPs on mosquitoes and an assessment of their role as pollution indicators.

5. Conclusions

Microplastics were detected in natural populations of mosquitoes collected in various biotopes (meadow swamps, forest bogs, sphagnum bogs) in the environs of Tomsk (Western Siberia) during the period from 2021 to 2023. The average number of MPs per mosquito individual increased from 0.012 ± 0.003 in 2021 to 0.191 ± 0.087 in 2023, indicating an increase in pollution in the study region. No statistically significant differences were observed across biotopes and mosquito life cycle stages.

The detected MPs included fragments 0.1–1 mm in size and fibers <1 mm in length. The particles were of various colors, with black fragments and fibers significantly predominating. The high proportion of black MPs is due to tire and road wear particles, a stealthy source of MPs in the environment, as well as textile pollution.

During metamorphosis, the MP content was observed to increase from larval stage I to larval stage III, with a subsequent decrease at stage IV and pupal and imago stages, indicating a partial removal of MPs during metamorphosis.

The highest MP content was recorded in mosquitoes from sphagnum bogs, where the unique hydrological conditions contribute to pollutant accumulation, while the MP content in insects from meadow swamps was lower.

The obtained data confirm a widespread distribution of MPs and anthropogenic fibers in natural mosquito populations of Western Siberia, and their vital role in the accumulation and transference of MPs to terrestrial ecosystems. In addition, the results of this study indicate the urgent need for further research into the effect of MPs on mosquitoes and the possibility of using these insects as bioindicators to assess the degree of MP pollution in aquatic and terrestrial ecosystems of Western Siberia.

Acknowledgements

The study was carried out within the framework of the state assignment of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (project No. FSWM-2024-0006).

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Akbari A., Taghavi K., Jaafari J. 2024. Sources of microplastics in the environment and human exposure routes: A review. Caspian Journal of Health Research 9(3): 163–176. DOI: 10.32598/CJHR.9.3.254.1

Al-Jaibachi R., Cuthbert R.N., Callaghan A. 2018. Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics. Biology letters 14(9): 20180479. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0479

Al-Jaibachi R., Cuthbert R.N., Callaghan A. 2019. Examining effects of ontogenic microplastic transference on *Culex* mosquito mortality and adult weight. Science of the Total Environment 651: 871–876. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.236

Andrady A.L., Neal M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 364(1526): 1977–1984. DOI: 10.1098/rstb.2008.0304

Bhatt S., Gething P.W., Brady O.J. et al. 2013. The global distribution and burden of dengue. Nature 496(7446): 504–507. DOI: 10.1038/nature12060

Boots B., Russell C.W., Green D.S. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. Environmental science & technology 53(19): 11496–11506. DOI: 10.1021/acs.est.9b03304

Botterell Z.L., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution 245: 98–110. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.065

Browne M.A., Crump P., Niven S.J. et al. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines woldwide: sources and sinks. Environmental science & technology 45(21): 9175–9179. DOI: 10.1021/es201811s

Buteler M., Alma A.M., Stadler T. et al. 2022. Acute toxicity of microplastic fibers to honeybees and effects on foraging behavior. Science of the Total Environment 822: 153320. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153320

Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M.B. et al. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. Marine pollution bulletin 70(1–2): 227–233. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.009

Deng H., Wei R., Luo W. et al. 2020. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. Environmental Pollution 258: 113658. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113658

Dobson A., Foufopoulos J. 2001. Emerging infectious pathogens of wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 356(1411): 1001–1012. DOI: 10.1098/rstb.2001.0900

Ehlers S.M., Manz W., Koop J.H. 2019. Microplastics of different characteristics are incorporated into the larval cases of the freshwater caddisfly Lepidostoma basale. Aquatic Biology 28: 67–77. DOI: 10.3354/ab00711

Fendall L.S., Sewell M.A. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. Marine pollution bulletin 58(8): 1225–1228. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

Frank Y., Ershova A., Batasheva S. et al. 2022. Microplastics in freshwater: a focus on the Russian inland waters. Water 14(23): 3909. DOI: 10.3390/w14233909

Gallitelli L., Cera A., Cesarini G. et al. 2021. Preliminary indoor evidences of microplastic effects on freshwater benthic macroinvertebrates. Scientific Reports 11(1): 720. DOI: 10.1038/s41598-020-80606-5

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Science advances 3(7): e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782

Griffin C.D., Tominiko C., Medeiros M.C. et al. 2023. Microplastic pollution differentially affects development of disease-vectoring *Aedes* and *Culex* mosquitoes. Ecotoxicology and Environmental Safety 267: 115639. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.115639

Gutsevich A.V., Monchadsky A.S., Shtakelberg A.A. 1970. Mosquitoes (Family Culicidae). In: Bykhovsky B.E. (Ed.), Fauna of the USSR. New Series, No. 100. Vol. 3, Issue 4. Leningrad, pp. 71–381. (In Russian)

Haque M.R., Ahmed W., Rahman M.A. et al. 2025. Aquatic insects as mediator for microplastics pollution in a river ecosystem of Bangladesh. Scientific Reports 15(1): 15635. DOI: 10.1038/s41598-025-88024-1

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C. et al. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identifi cation and quantifi cation. Environmental science & Technology 46(6): 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505

Jeong C.B., Won E.J., Kang H.M. et al. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). Environmental science & technology 50(16): 8849–8857. DOI: 10.1021/acs.est.6b01441

Jin Y., Xia J., Pan Z. et al. 2018. Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. Environmental Pollution 235: 322–329. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.088

Karami A. 2017. Gaps in aquatic toxicological studies of microplastics. Chemosphere 184: 841–848. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.048

Kole P.J., Löhr A.J., Van Belleghem F.G. et al. 2017. Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. International journal of environmental research and public health 14(10): 1265. DOI: 10.3390/ijerph14101265

Li C., Busquets R., Campos L.C. 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. Science of the Total Environment 707: 135578. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135578

Limpens J., Berendse F., Blodau C. et al. 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications–a synthesis. Biogeosciences 5(5): 1475–1491. DOI: 10.5194/bg-5-1475-2008

Liu Z., Yu P., Cai M. et al. 2019. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. Science of the Total Environment 685: 836–846. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.265

Lusher A.L., Munno K., Hermabessiere L. et al. 2020. Isolation and extraction of microplastics from environmental samples: an evaluation of practical approaches and recommendations for further harmonization. Applied Spectroscopy 74(9): 1049–1065. DOI: 10.1177/0003702820938993

Pilapitiya P.N.T., Ratnayake A.S. 2024. The world of plastic waste: A review. Cleaner Materials 11: 100220. DOI: 10.1016/j.clema.2024.100220

Polenogova O.V., Simakova A.V., Klementeva T.N. et al. 2025. Effects of microplastics on the physiology of living organisms on the example of laboratory reared bloodsucking mosquitoes *Aedes aegypti* L. Physiological Entomology 50(2): 128–138. DOI: 10.1111/phen.12474

Qiao R., Sheng C., Lu Y. et al. 2019. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. Science of the Total Environment 662: 246–253. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.245

R Core Team. 2021. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. URL: https://www.R-project.org/

Royer S.J., Ferrón S., Wilson S.T. et al. 2018. Production of methane and ethylene from plastic in the environment. PloS one 13(8): e0200574. DOI: 10.1371/journal.pone.0200574

Seki H. 1986. Organic substances in aquatic ecosystems. Leningrad: Hydrometeoizdat. (In Russian)

Simakova A., Varenitsina A., Babkina I. et al. 2022. Ontogenetic transfer of microplastics in bloodsucking mosquitoes *Aedes aegypti* L. (Diptera: Culicidae) is a potential pathway for particle distribution in the environment. Water 14(12): 1852. DOI: 10.3390/w14121852

Simakova A.V., Varenitsina A.A., Babkina I.B. et al. 2024. Ontogenetic transfer of microplastics in natural populations of malaria mosquitoes in Western Siberia. Entomologia Experimentalis et Applicata 172(11): 1046–1053. DOI: 10.1111/eea.13509

Sussarellu R., Suquet M., Thomas Y. et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. Proceedings of the national academy of sciences 113(9): 2430–2435. DOI: 10.1073/pnas.1519019113

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P. et al. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304(5672): 838–838. DOI: 10.1126/science.1094559

Wilcox C., Mallos N.J., Leonard G.H. et al. 2016. Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. Marine policy 65: 107–114. DOI: 10.1016/j.marpol.2015.10.014

Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. Environmental pollution 178: 483–492. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031

Yee D.A., Kaufman M.G. 2019. Suspension and filter feeding in aquatic insects. In: Krenn H.W. (Ed.), Insect mouthparts. Form, function, development and performance. Cham, pp. 101–125.

Оригинальная статья

Аккумуляция микропластика и антропогенных волокон в природных популяциях кровососущих комаров рода *Aedes* в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь, Россия)

Вареницина А.А.*, Симакова А.В., Бабкина И.Б., Дёрова А.В.

Томский государственный университет, пр. Ленина, 36, г. Томск, 634050, Россия

АННОТАЦИЯ. Проведен мониторинг содержания микропластика (МП) в природных популяциях кровососущих комаров рода *Aedes* (Meigen, 1818) на разных стадиях развития в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь, Россия) в различных биотопах: луговой заболоченности, лесной заболоченности, сфагновом болоте в течение трех лет (2021–2023). Всего исследовано 990 особей комаров. Обнаружены частицы МП различной формы и размера – от 0,1 до 1 мм. Среднее количество МП на одну особь увеличилось с 0,012 ± 0,003 в 2021 году до 0,191 ± 0,087 в 2023 году. Концентрация МП возрастала с I по III личиночную стадию, затем снижалась на IV стадии и на фазах куколки и имаго. Максимальные уровни МП зарегистрированы у особей из сфагнового болота, минимальные – в луговой заболоченности. Статистически значимых различий по биотопам не выявлено. Преобладали преимущественно черные фрагменты и волокна размером <0,5 мм. Наблюдается тенденция к ежегодному увеличению количества МП, особенно мелких черных фрагментов (от автомобильных шин). Вероятно, это связано с близостью автодорог, способствующих загрязнению водоемов МП, а также износом синтетической одежды и поступлением МП и антропогенных волокон с бытовыми сточными водами. Полученные данные свидетельствуют о широкой распространенности МП в природных популяциях комаров *Aedes* и подтверждают важность дальнейших исследований влияния МП на их биологию и роль этих насекомых как индикаторов загрязнения.

Ключевые слова: Микропластик, частицы, волокна, кровососущие комары, загрязнение водоемов, водные экосистемы

Для цитирования: Вареницина А.А., Симакова А.В., Бабкина И.Б., Дёрова А.В. Аккумуляция микропластика и антропогенных волокон в природных популяциях кровососущих комаров рода *Aedes* в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь, Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 780-793. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-780

1. Введение

В настоящее время сложно представить жизнь современного общества без использования пластиковых изделий. Материалы на основе синтетических полимеров находят применение практически во всех отраслях: от промышленности, строительства и транспорта до медицины, упаковки товаров и предметов повседневного спроса (Andrady and Neal, 2009). Однако широкое и неконтролируемое распространение пластиковых изделий стало серьезной экологической угрозой, связанной с постоянным увеличением пластиковых отходов. Согласно данным ряда исследований, ежегодное мировое производство пластика превышает 400 миллионов тонн (Geyer et al., 2017). При этом значительная часть выпускаемых пластиковых материалов не подвергается последующей переработке и утилизации, что способствует их длительному сохранению в окружающей среде до нескольких десятков и сотен лет. В свою очередь это приводит к накоплению пластикового мусора в различных компонентах биосферы, включая воду, почву, пресные и морские водоемы (Thompson et al., 2004).

Микропластик (МП) – мельчайшие пластиковые частицы размером до 5 мм по наибольшей оси (Thompson et al., 2004). Они образуются преимущественно в результате разрушения более крупных пластиковых изделий под воздействием природных факторов, таких как ультрафиолетовое излучение, температурные колебания, механическое воздей-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: anna.varenitsina@yandex.ru (А.А. Вареницина)

Поступила: 30 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ствие (Royer et al., 2018). Основными источниками МП являются износ автомобильных шин, синтетические ткани, косметика, упаковочные материалы и промышленные отходы (Fendall and Sewell, 2009; Kole et al., 2017; Akbari et al., 2024). Большая часть пластиковых частиц попадает в окружающую среду со сточными водами, распространяясь по водным и наземным экосистемам (Browne et al., 2011). Это вызывает серьезную обеспокоенность, поскольку такие частицы способны проникать в пищевые цепи и оказывать влияние на широкий круг живых организмов, начиная от примитивных одноклеточных микроорганизмов и заканчивая высокоразвитыми позвоночными животными (Wilcox et al., 2016; Botterell et al., 2019).

Но если сам по себе МП – это довольно инертный материал, то различные добавки, такие как стабилизаторы, антипирены и красители, которые производители изначально добавляют в пластик для улучшения его характеристик, могут быть токсичными и усиливать вредное воздействие МП на живые организмы (Pilapitiya and Ratnayake, 2024). И хотя поглощение МП организмами не приводит к острым летальным последствиям, оно способствует развитию хронических нарушений, включая механическое повреждение тканей, задержку в развитии, снижение иммунитета, изменение микробиоты кишечника, а также репродуктивные нарушения (Wright et al., 2013; Sussarellu et al., 2016).

Насекомые играют ключевую роль в поддержании биоразнообразия и стабильности природных экосистем. Это самая многочисленная группа животных, она охватывает примерно 80% от общего числа всех существующих видов. Насекомые выполняют важные функции: участвуют в опылении растений, регулируют численность вредителей, разлагают органические вещества, а также являются источником пищи для других животных (Seki, 1986). Амфибионтные насекомые представляют собой уникальное звено в экосистемах, поскольку они проходят разные стадии своего развития как в водной, так и в наземной среде. Их личинки участвуют в фильтрации органических веществ и могут использоваться в качестве биоиндикаторов экологического состояния водоемов, чутко реагируя на изменения окружающей среды, вызванные появлением вредных веществ и загрязнителей (Yee and Kaufman, 2019). Такая способность делает их перспективными объектами для изучения последствий микропластикового загрязнения (Ehlers et al., 2019).

На сегодняшний день отсутствуют комплексные данные, позволяющие отследить долгосрочную динамику накопления МП у амфибионтных насекомых. Количество публикаций, посвященных данной проблеме, очень мало, при этом территория Западной Сибири остается практически не изученной в этом отношении.

В настоящем исследовании для мониторинга накопления МП у насекомых Западной Сибири в качестве модельного объекта задействованы природные популяции комаров рода *Aedes* (Meigen, 1818). Данный таксон широко распространен в различных экосистемах, обладает высокой численностью и богатым видовым составом; кроме того, имеет важное эпидемиологическое значение, являясь переносчиком вирусных, бактериальных и гельминтных заболеваний (Dobson and Foufopoulos, 2001; Bhatt et al., 2013).

Цель работы – анализ динамики накопления МП в организме насекомых с метаморфозом на примере природных популяций кровососущих комаров рода *Aedes* (Diptera: Culicidae) Западной Сибири.

2. Материал и методы

Полевые методы. Особей комаров собирали в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь, Россия) в различных биотопах: луговая заболоченность (56˚32›53.2» с.ш., 84˚52’02.0» в.д.; 56˚34’27.9» с.ш., 85˚01’15.2» в.д.; 60˚36’47.4» с.ш., 77˚21’26.1» в.д.), лесная заболоченность (56˚30’29.5» с.ш., 84˚45’35.0» в.д.), сфагновое болото (56˚30’27.8» с.ш., 84˚49’49.5» в.д.) в весенний период с 2021 по 2023 год. Для отбора личинок и куколок использовали стандартный водный сачок диаметром 20 см. Сачок погружали в воду на половину диаметра обода и проводили им по поверхности и в толще воды на глубине до 30 см. Отлов проводили повторно в нескольких точках выбранного водоема с удалением между точками не менее 1 м. Для сбора имаго комаров проводили сетчатый лов у водоемов и в прибрежной растительности с помощью ручных москитных сетей. Личинок и куколок транспортировали в лабораторию в герметичных пластиковых контейнерах с водой из места сбора. Контейнеры плотно закрывали, объем выбирали с запасом жидкости для поддержания кислородного режима. Для имаго использовали садки с проволочным каркасом, обтянутые марлей. Срок транспортировки не превышал 24 ч для обеспечения высокой выживаемости. Весь собранный материал фиксировали в 70% этаноле до проведения последующих работ. Идентификация личинок и имаго проводилась по морфологическим признакам с использованием стандартных таксономических ключей (Gutsevich et al., 1970).

Лабораторные методы. Перед непосредственной гомогенизацией каждую особь комаров тщательно промывали дистиллированной водой дважды для удаления загрязнений и посторонних частиц МП с поверхности организма. Препарирование осуществлялось следующим образом: у личинок аккуратно отделялся кишечник, где происходит основное накопление МП (Simakova et al., 2022); у куколок в связи с недифференцированным содержимым отделялись от экзоскелета все мягкие ткани; у имаго отделялось содержимое головной капсулы, грудного и брюшного отделов. Гомогенизация проводилась пулами до 25 особей с добавлением 35% H_2O_2 и 0,05 М $FeSO_4$ в качестве катализатора в соотношении 3/1 (v/v) до полного растворения органического материала. Пероксидное окисление применялось в различных вариациях для извлечения МП из природных вод, донных отложений, тканей рыб и беспозвоночных (Claessens et al., 2013; Karami, 2017; Lusher et al., 2020; Simakova et al., 2024).

Для микроскопического анализа полученный гомогенат подвергался фильтрации через стекловолоконный мембранный фильтр с диаметром пор 1 мкм (Membrane Solutions, Китай) с использованием вакуумного насоса. Подсчет и идентификацию частиц выполняли под бинокулярным микроскопом Stemi 2000-c (Carl Zeiss, Германия) с использованием метода «hot needle test» (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Данный метод основан на принципе термического воздействия, при котором пластиковые частицы под действием раскаленной иглы изменяют свою форму, в отличие от непластиковых материалов, которые не подвергаются деформации. При подсчете частиц МП учитывались их морфологические характеристики: форма (фрагменты, волокна), цвет (бесцветный, черный, желтый, красный, синий, зеленый) и размер (мелкие частицы МП – $<0{,}5$ мм, крупные частицы МП – $>0{,}5$ мм) (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Всего исследовано 990 особей комаров.

Статистический анализ. Данные проанализированы с использованием программного обеспечения для статистической обработки данных R (R Core team, 2021). Для исследования количества МП в комарах природных популяций, в зависимости от разных факторов (год наблюдения, биотоп, стадия развития) использован дисперсионный анализ (ANOVA). Уровень значимости различий $a = 0{,}05$.

3. Результаты

Исследование комаров из природных популяций, собранных в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь, Россия) в различных биотопах (луговая заболоченность, лесная заболоченность, сфагновое болото) в весенний период с 2021 по 2023 год, выявило наличие МП в организме на каждой стадии развития.

В ходе анализа фильтров обнаружены частицы МП различных форм и размеров: фрагменты диаметром от 0,1 до 1 мм по максимальной оси, а также антропогенные волокна длиной до 1 мм. Исследования показали наличие частиц различных цветов, при этом статистически значимо преобладали черные фрагменты и волокна (ANOVA: $F = 3{,}43$, p-value $= 0{,}0056$) (Рис. 1).

Выявлены статистически значимые различия в количестве МП по годам. Наибольшее количество фрагментов и волокон МП в комарах природных популяций отмечено в 2023 г. Среднее количество МП на одного комара в 2021 г. составляло – $0{,}012 \pm 0{,}003$, в 2022 г. – $0{,}014 \pm 0{,}005$, в 2023 г. – $0{,}191 \pm 0{,}087$ (ANOVA: $F = 7{,}36$, p-value $= 0{,}0074$). Статистически значимых различий ни по биотопам, ни по стадиям развития не обнаружено.

На примере выборки из биотопа «сфагновое болото» (представлены все стадии метаморфоза) наблюдается тенденция изменения концентрации МП в ходе развития комаров: количество частиц увеличивается с I по III личиночную стадию, затем уменьшается на IV стадии, после чего наблюдается снижение на стадии куколки и имаго (Рис. 2).

Максимальная концентрация МП зарегистрирована у особей, собранных в сфагновом болоте, тогда как наименьшее его количество выявлено в популяции из луговой заболоченности (Рис. 3).

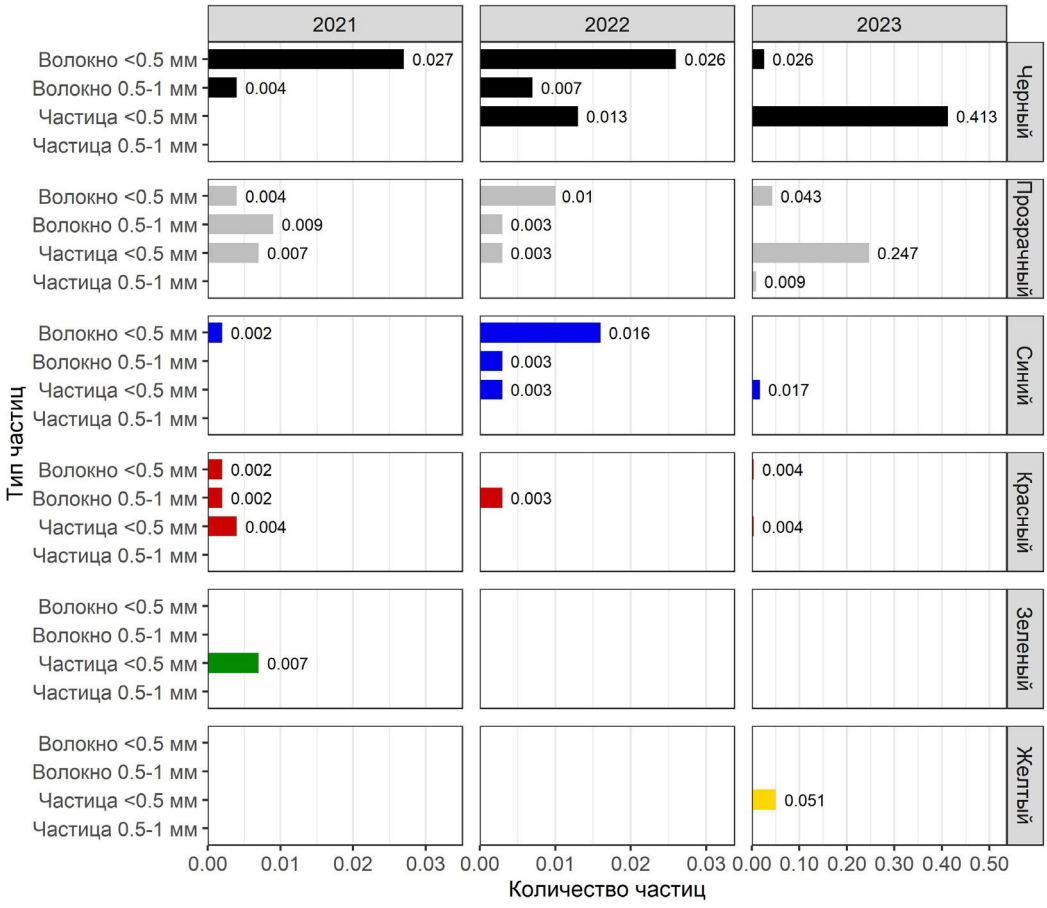


Рис.1. Среднее количество частиц микропластика на один экземпляр комара рода *Aedes*.

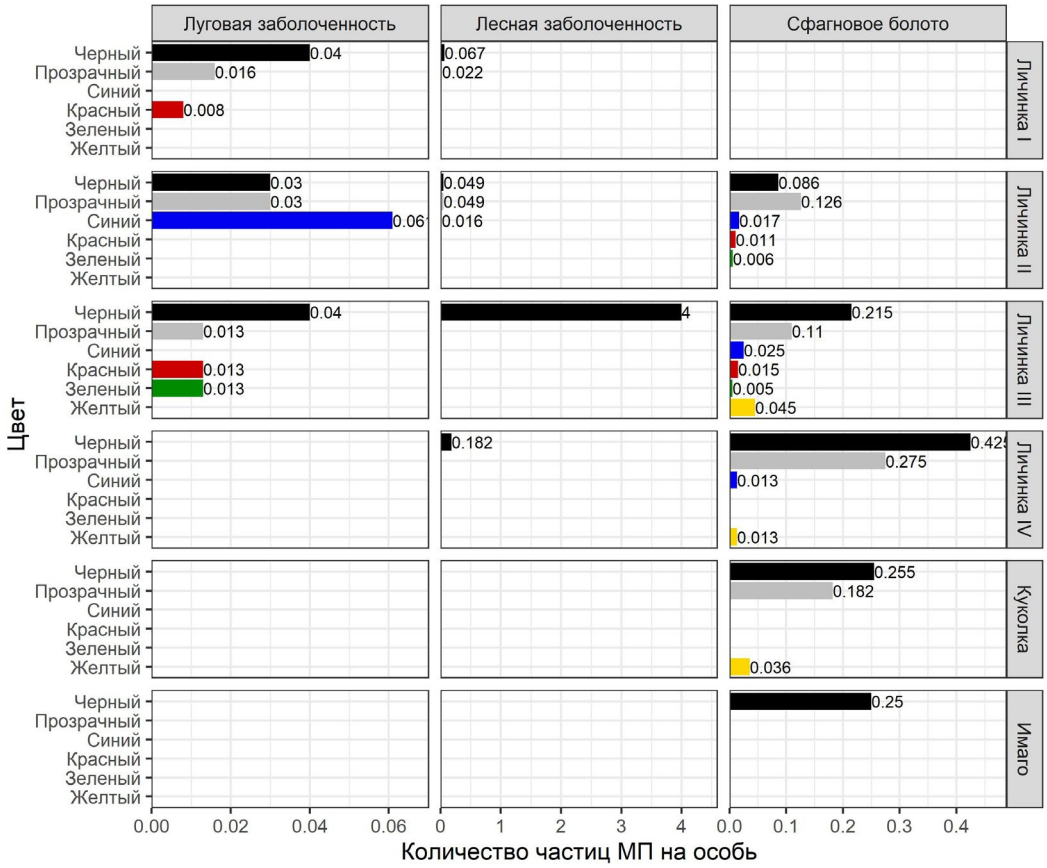


Рис.2. Среднее количество фрагментов и волокон микропластика в комарах рода *Aedes* из разных биотопов и на разных стадиях метаморфоза.

Таким образом, кровососущие комары способны накапливать МП и антропогенные волокна в разных биотопах.

4. Обсуждение

В последние годы растет интерес к изучению МП как фактора загрязнения в биологических системах. Насекомые играют важную роль в функционировании экосистем и могут быть потенциальными биоиндикаторами состояния окружающей среды, в том числе присутствия МП (Al-Jaibachi et al., 2018; Simakova et al., 2022; Haque et al., 2025). Проникновение МП в организм насекомых чаще всего происходит непреднамеренно вместе с водой и пищей, а также может использоваться ими в качестве строительного материала и субстрата в загрязненных средах (Gallitelli et al., 2021). Попадание МП в пищеварительную систему может вызывать микротравмы внутренних органов, дисбаланс кишечной микробиоты и снижение иммунитета (Jeong et al., 2016; Jin et al., 2018; Liu et al., 2019; Qiao et al., 2019; Polenogova et al., 2025).

Комары – важные представители водно-наземных экосистем – способны поглощать МП и антропогенные волокна уже на личиночных стадиях, фильтруя воду и органические остатки. Современные исследования показывают, что частицы сохраняются в организме на протяжении всего жизненного цикла – от личинки до взрослой особи, что свидетельствует о возможности онтогенетического переноса МП (Al-Jaibachi et al., 2018; 2019; Simakova et al., 2022; 2024). Это делает комаров потенциальными переносчиками частиц МП в наземные пищевые сети. Наши результаты также подтверждают наличие МП на всех стадиях развития комаров, при этом максимальная концентрация частиц наблюдается на III личиночной стадии с последующим снижением на IV стадии и на фазах куколки и имаго. Такая динамика указывает на частичное выведение МП в ходе метаморфоза, что согласуется с экспериментальными данными Simakova et al. (2022), которые показали существенную потерю МП у *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) при переходе от личинок к куколкам и незначительные потери при переходе от куколок к имаго (в среднем 7,3 $\times$ 10^6 частиц на личинку, 15,8 – на куколку и 10,9 – на имаго). Это связано с особенностями питания и образом жизни комаров на разных стадиях развития. Так, на I личиночной стадии комары рода *Aedes* активно фильтруют воду с помощью ротовых щеток, поедая микроскопические водоросли, бактерии и органический детрит, что способствует их постепенному росту. На II стадии питание становится более интенсивным, увеличивается объем потребляемой пищи. III стадия характеризуется высоким уровнем пищевой активности: личинки активно питаются и быстро растут. На IV стадии отмечается существенное снижение интенсивности питания, происходит частичное высвобождение кишечника – важный процесс подготовки к окукливанию. Стадия куколки у комаров полностью лишена питания, все ресурсы

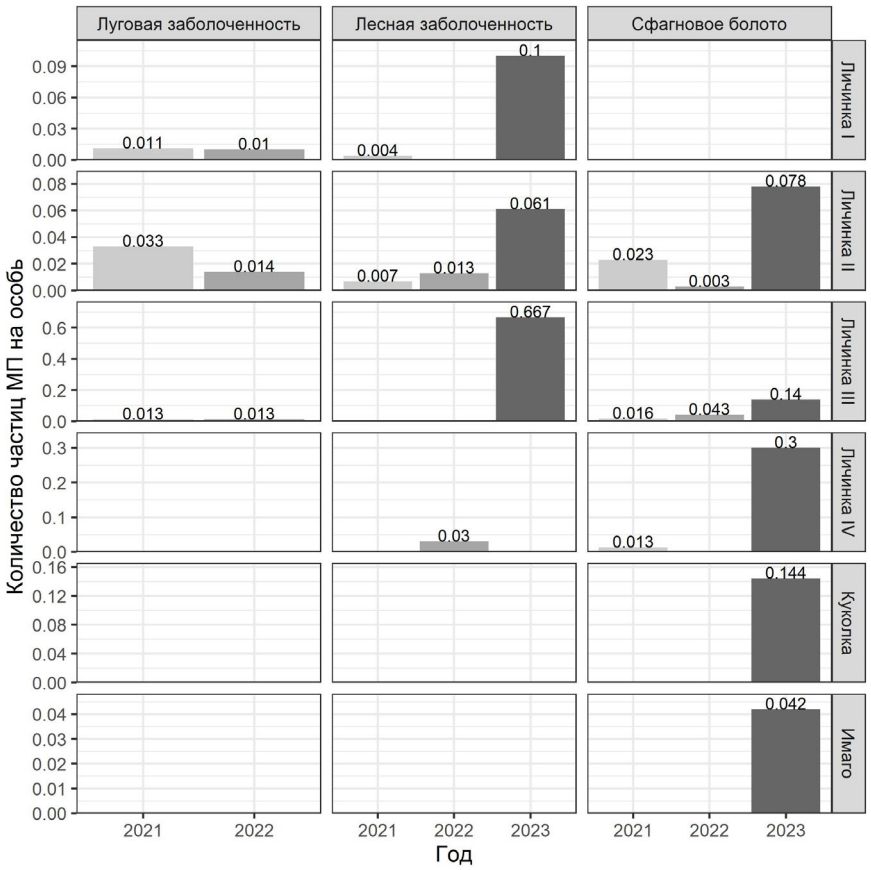


Рис.3. Среднее количество фрагментов и волокон микропластика в одном комаре рода *Aedes* на разных стадиях метаморфоза.

направлены на перестройку организма для формирования взрослой особи. Взрослые комары демонстрируют половой диморфизм в питании: самки нуждаются в крови теплокровных животных, самцы питаются преимущественно нектаром и соками растений.

Известно, что МП способен оказывать влияние на физиологию насекомых, включая массу тела, скорость развития, выживаемость и поведение (Boots et al., 2019; Buteler et al., 2022). Однако результаты исследований варьируют в зависимости от вида насекомых, а также от типа, размера и концентрации самого МП. Так, у комаров *Culex pipiens* (Linnaeus, 1758) микросферы PS в определенных дозах не повлияли на смертность и массу тела (Al-Jaibachi et al., 2019), тогда как у *Ae. aegypti* наблюдалось увеличение средней массы тела при воздействии аналогичных частиц (Simakova et al., 2022). В то же время микросферы PE вызывали значительную смертность личинок у *Aedes albopictus* (Skuse, 1895) и *Culex quinquefasciatus* (Say, 1823) (Griffin et al., 2023).

Наше исследование выявило присутствие МП на всех стадиях развития комаров. Обнаруженные частицы различной формы и размеров (фрагменты от 0,1 до 1 мм по максимальной оси, а также волокна длиной до 1 мм) соответствуют известным характеристикам МП, выявляемого в природных водных и наземных системах. Так, Li et al. (2020) и Frank et al. (2022) указывали, что МП в водных экосистемах представлен преимущественно волокнами и фрагментами размером от нескольких микрон до миллиметров.

В настоящем исследовании преобладающими частицами МП оказались черные фрагменты и волокна размером $<0{,}5$ мм (ANOVA: $F = 3{,}43$, p-value $= 0{,}0056$). Высокая доля черных частиц, вероятно, связана с износом автомобильных шин – одним из ключевых источников МП в городских и природных экосистемах (Kole et al., 2017). Частицы, состоящие из резины и синтетических полимеров, обладают характерным черным цветом и распространяются под воздействием ветров на значительные расстояния, оседая в водоемах и почве. Кроме того, черные волокна поступают также из источников текстильного загрязнения, в том числе износа синтетической одежды и бытовых стоков (Deng et al., 2020). Таким образом, преобладание черного МП отражает комплексное антропогенное воздействие транспортной и текстильной отраслей на загрязнение изучаемых биотопов.

Максимальная концентрация МП зафиксирована у комаров из сфагнового болота, тогда как минимальная – в луговой заболоченности. Сфагновые болота благодаря особенностям гидрологического режима, слабой подвижности воды и накоплению органического вещества способствуют более выраженному удержанию загрязнителей, в том числе МП, тогда как относительно низкие концентрации загрязнителей в луговой заболоченности могут объясняться более подвижными гидрологическими условиями и меньшим уровнем антропоген-

ного загрязнения (Limpens et al., 2008).

Статистически значимое (ANOVA: F = 7,36, p-value = 0,0074) увеличение содержания МП в комарах в 2023 году (среднее количество МП на особь – 0,191 ± 0,087) по сравнению с 2021 и 2022 годами (0,012 ± 0,003 и 0,014 ± 0,005 соответственно) отражает общую тенденцию роста микропластикового загрязнения в окружающей среде. Так, Griffin et al. (2023) отмечали, что современные уровни загрязнения пластиковыми частицами растут и начинают оказывать заметное биологическое влияние на живые организмы. Рост количественных показателей МП в нашем исследовании может быть обусловлен усилением антропогенного влияния, а также локальными климатическими и гидрологическими особенностями региона в конкретные годы.

Таким образом, наши данные свидетельствуют о широком распространении МП в природных популяциях комаров Западной Сибири и подтверждают их роль в аккумуляции и переносе МП в наземные экосистемы. Выявленные тенденции концентраций МП по годам, биотопам и стадиям метаморфоза соответствуют современным представлениям о биодоступности и динамике МП и антропогенных волокон в окружающей среде. Эти результаты подчеркивают необходимость дальнейших исследований, направленных на углубленное изучение влияния МП на организм комаров и оценку их роли как индикаторов загрязнения.

5. Заключение

МП обнаружен в организмах комаров, собранных из природных популяций в окрестностях г. Томска (Западная Сибирь) в различных биотопах – луговой заболоченности, лесной заболоченности и сфагновом болоте – в период с 2021 по 2023 годы. Среднее количество частиц МП на одну особь выросло с 0,012 ± 0,003 в 2021 году до 0,191 ± 0,087 в 2023 году, что свидетельствует о значительном увеличении загрязнения в исследуемом регионе. Статистически значимых различий по биотопам и стадиям развития при этом не выявлено.

Обнаруженные частицы включали фрагменты размером от 0,1 до 1 мм и волокна длиной до 1 мм различных цветов, среди которых существенно преобладали черные фрагменты и волокна. Высокая доля черных частиц связана с износом автомобильных шин – важного источника МП, а также текстильного загрязнения.

В ходе метаморфоза наблюдалось увеличение концентрации МП от I до III личиночной стадии, с последующим снижением на IV стадии и фазах куколки и имаго, что свидетельствует о частичном выведении МП в процессе развития комаров.

Максимальные концентрации МП зарегистрированы у особей из сфагнового болота, где особенности гидрологического режима способствовали накоплению загрязнителей, тогда как в луговой заболоченности уровни концентрации МП оказались ниже.

Полученные данные подтверждают широкое распространение МП и антропогенных волокон в природных популяциях комаров Западной Сибири, их роль в аккумуляции и переносе МП в наземные экосистемы, а также необходимость дальнейших исследований влияния МП на здоровье комаров и возможность использования данных насекомых в качестве биоиндикаторов степени микропластикового загрязнения водно-наземных экосистем Западной Сибири.

Благодарности

Исследование выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (проект № FSWM-2024-0006).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Akbari A., Taghavi K., Jaafari J. 2024. Sources of microplastics in the environment and human exposure routes: A review. Caspian Journal of Health Research 9(3): 163–176. DOI: 10.32598/CJHR.9.3.254.1

Al-Jaibachi R., Cuthbert R.N., Callaghan A. 2018. Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics. Biology letters 14(9): 20180479. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0479

Al-Jaibachi R., Cuthbert R.N., Callaghan A. 2019. Examining effects of ontogenic microplastic transference on *Culex* mosquito mortality and adult weight. Science of the Total Environment 651: 871–876. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.236

Andrady A.L., Neal M.A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 364(1526): 1977–1984. DOI: 10.1098/rstb.2008.0304

Bhatt S., Gething P.W., Brady O.J. et al. 2013. The global distribution and burden of dengue. Nature 496(7446): 504–507. DOI: 10.1038/nature12060

Boots B., Russell C.W., Green D.S. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. Environmental science & technology 53(19): 11496–11506. DOI: 10.1021/acs.est.9b03304

Botterell Z.L., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution 245: 98–110. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.065

Browne M.A., Crump P., Niven S.J. et al. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines woldwide: sources and sinks. Environmental science & technology 45(21): 9175–9179. DOI: 10.1021/es201811s

Buteler M., Alma A.M., Stadler T. et al. 2022. Acute toxicity of microplastic fibers to honeybees and effects on foraging behavior. Science of the Total Environment 822: 153320. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153320

Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M.B. et al. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. Marine pollution bulletin 70(1–2): 227–233. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.009

Deng H., Wei R., Luo W. et al. 2020. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. Environmental Pollution 258: 113658. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113658

Dobson A., Foufopoulos J. 2001. Emerging infectious pathogens of wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 356(1411): 1001–1012. DOI: 10.1098/rstb.2001.0900

Ehlers S.M., Manz W., Koop J.H. 2019. Microplastics of different characteristics are incorporated into the larval cases of the freshwater caddisfly Lepidostoma basale. Aquatic Biology 28: 67–77. DOI: 10.3354/ab00711

Fendall L.S., Sewell M.A. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. Marine pollution bulletin 58(8): 1225–1228. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

Frank Y., Ershova A., Batasheva S. et al. 2022. Microplastics in freshwater: a focus on the Russian inland waters. Water 14(23): 3909. DOI: 10.3390/w14233909

Gallitelli L., Cera A., Cesarini G. et al. 2021. Preliminary indoor evidences of microplastic effects on freshwater benthic macroinvertebrates. Scientific Reports 11(1): 720. DOI: 10.1038/s41598-020-80606-5

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Science advances 3(7): e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782

Griffin C.D., Tominiko C., Medeiros M.C. et al. 2023. Microplastic pollution differentially affects development of disease-vectoring *Aedes* and *Culex* mosquitoes. Ecotoxicology and Environmental Safety 267: 115639. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.115639

Gutsevich A.V., Monchadsky A.S., Shtakelberg A.A. 1970. Mosquitoes (Family Culicidae). In: Bykhovsky B.E. (Ed.), Fauna of the USSR. New Series, No. 100. Vol. 3, Issue 4. Leningrad, pp. 71–381. (In Russian)

Haque M.R., Ahmed W., Rahman M.A. et al. 2025. Aquatic insects as mediator for microplastics pollution in a river ecosystem of Bangladesh. Scientific Reports 15(1): 15635. DOI: 10.1038/s41598-025-88024-1

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C. et al. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identifi cation and quantifi cation. Environmental science & Technology 46(6): 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505

Jeong C.B., Won E.J., Kang H.M. et al. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). Environmental science & technology 50(16): 8849–8857. DOI: 10.1021/acs.est.6b01441

Jin Y., Xia J., Pan Z. et al. 2018. Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. Environmental Pollution 235: 322–329. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.088

Karami A. 2017. Gaps in aquatic toxicological studies of microplastics. Chemosphere 184: 841–848. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.048

Kole P.J., Löhr A.J., Van Belleghem F.G. et al. 2017. Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. International journal of environmental research and public health 14(10): 1265. DOI: 10.3390/ijerph14101265

Li C., Busquets R., Campos L.C. 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. Science of the Total Environment 707: 135578. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135578

Limpens J., Berendse F., Blodau C. et al. 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications–a synthesis. Biogeosciences 5(5): 1475–1491. DOI: 10.5194/bg-5-1475-2008

Liu Z., Yu P., Cai M. et al. 2019. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. Science of the Total Environment 685: 836–846. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.265

Lusher A.L., Munno K., Hermabessiere L. et al. 2020. Isolation and extraction of microplastics from environmental samples: an evaluation of practical approaches and recommendations for further harmonization. Applied Spectroscopy 74(9): 1049–1065. DOI: 10.1177/0003702820938993

Pilapitiya P.N.T., Ratnayake A.S. 2024. The world of plastic waste: A review. Cleaner Materials 11: 100220. DOI: 10.1016/j.clema.2024.100220

Polenogova O.V., Simakova A.V., Klementeva T.N. et al. 2025. Effects of microplastics on the physiology of living organisms on the example of laboratory reared bloodsucking mosquitoes *Aedes aegypti* L. Physiological Entomology 50(2): 128–138. DOI: 10.1111/phen.12474

Qiao R., Sheng C., Lu Y. et al. 2019. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. Science of the Total Environment 662: 246–253. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.245

R Core Team. 2021. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. URL: https://www.R-project.org/

Royer S.J., Ferrón S., Wilson S.T. et al. 2018. Production of methane and ethylene from plastic in the environment. PloS one 13(8): e0200574. DOI: 10.1371/journal.pone.0200574

Seki H. 1986. Organic substances in aquatic ecosystems. Leningrad: Hydrometeoizdat. (In Russian)

Simakova A., Varenitsina A., Babkina I. et al. 2022. Ontogenetic transfer of microplastics in bloodsucking mosquitoes *Aedes aegypti* L. (Diptera: Culicidae) is a potential pathway for particle distribution in the environment. Water 14(12): 1852. DOI: 10.3390/w14121852

Simakova A.V., Varenitsina A.A., Babkina I.B. et al. 2024. Ontogenetic transfer of microplastics in natural populations of malaria mosquitoes in Western Siberia. Entomologia Experimentalis et Applicata 172(11): 1046–1053. DOI: 10.1111/eea.13509

Sussarellu R., Suquet M., Thomas Y. et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. Proceedings of the national academy of sciences 113(9): 2430–2435. DOI: 10.1073/pnas.1519019113

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P. et al. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304(5672): 838–838. DOI: 10.1126/science.1094559

Wilcox C., Mallos N.J., Leonard G.H. et al. 2016. Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. Marine policy 65: 107–114. DOI: 10.1016/j.marpol.2015.10.014

Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. Environmental pollution 178: 483–492. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031

Yee D.A., Kaufman M.G. 2019. Suspension and filter feeding in aquatic insects. In: Krenn H.W. (Ed.), Insect mouthparts. Form, function, development and performance. Cham, pp. 101–125.

Features of sulfate reduction by groundwater microbial complexes

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Andreeva D.V.*, Kondratyeva L.M.

Institute of Water and Ecology Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Dikopoltsev St., 56, Khabarovsk, 680000, Russia

ABSTRACT. Sulfate reduction is an important biogeochemical process in underground aquifers. The presence of hydrogen sulfide in the environment is a marker of the destruction of organic matter in anoxic conditions and the activation of microbiological processes. Research into the nature of interaction between surface and groundwater is relevant for assessing the sanitary and hygienic indicators of drinking water. The paper describes the results of determining the content of organic matter, hydrogen sulfide and the abundance of sulfate-reducing bacteria in groundwater of the riverbank filtration zone. It has been established that the activity of sulfate reduction processes in groundwater varies significantly in space and time. The maximum number of sulfate-reducing bacteria was accompanied by active formation of hydrogen sulfide in the aquifer after spring snowmelt at a depth of 45 m in wells located at a distance of 1500 m from the riverbank. At a distance of 50 m from the riverbank, the quality of groundwater changes significantly in the upper aquifer in the summer-autumn period, especially after floods.

Keywords: sulfate reduction, organic matter, groundwater, riverbank filtration

For citation: Andreeva D.V., Kondratyeva L.M. Features of sulfate reduction by groundwater microbial complexes // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 794-803. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-794

1. Introduction

In connection with global pollution of the hydrosphere and the prevention of environmental risks, there is a tendency throughout the world to reorient drinking water supply of the population from surface sources to groundwater. Particular attention in optimizing water resource management is paid to their protection, the transport of pollutants and the response of groundwater to stress. (Bakx et al., 2023). Therefore, research on calculating the time of spread of pollutants when underground aquifers mix with surface waters is becoming relevant. (Lee et al., 2015). It is generally accepted that high-velocity groundwater flows are often located near the discharge zone of river basins. (Singh et al., 2010). In the zone of interaction of river and groundwater, a biogeochemical barrier is formed with special physical and chemical conditions that depend on the hydrological regime and the activity of biogeochemical processes. Groundwater pollution is a major problem when used at riverine water intakes.

A significant deterioration in the quality of groundwater is observed during floods on large rivers (Kondratyeva and Andreeva, 2018). The formation of water quality in the riverbank filtration zone (RBF) is determined by many factors: hydrological, geological, hydrochemical and hydrobiological. When pollutants are transformed in the aquatic environment, a significant portion of organic impurities may be products of microbial origin (Kondratyeva and Litvinenko, 2015). Groundwater microorganisms exist in complexly structured consortia (Flemming and Wuertz, 2019). The following biogeochemical processes occur in interconnected manner in groundwater: aerobic oxidation of organic matter (OM), denitrification, reduction of manganese (IV) and iron (III), sulfate reduction (Miao et al., 2012) and methanogenesis. Sulfate-reducing bacteria (SRB) and methanogens, occupying the same ecological niches, often use the same nutrient substrates, in particular acetate, formate and molecular hydrogen. Therefore, a competitive struggle arises between them for the possession of these substrates, the advantage in which belongs to sulfate-reducing bacteria (Garkusha et al., 2023). The important ecological significance of SRB is associated with their participation in the process

*Corresponding author.
E-mail address: freckles2008@yandex.ru (D.V. Andreeva)

Received: June 27, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

of destruction of OM and the production of a chemically active substance - hydrogen sulfide.

In our studies, the number of SRB and the content of hydrogen sulfide (H_2S), the accumulation of which leads to a significant change in the organoleptic properties of groundwater, were used as an indicator of sulfate reduction activity. Hydrogen sulfide dissolved in water is the total content of undissociated molecules of gaseous H_2S, hydrosulfide ions HS^- and, very rarely, sulfides S^{2-} (at pH > 10). The ratio is determined mainly by the pH value of the water, and to a lesser extent by temperature and mineralization. It has been previously shown that the concentration of hydrogen sulfide in groundwater depends on the content and composition of OM (Kondratyeva and Andreeva, 2018), as well as on the presence of specialized ecological and physiological groups of microorganisms, including SRB. The number of SRB characterizes the oxidation-reduction situation, the presence of sulfates and oxygen deficiency in the aquatic environment. It is known that SRB act as a key microbiological methylator of mercury in many aquatic systems, which are capable of oxidizing various carbon sources at a temperature of 0°C (Zhang et al., 2022). Sulfate-reducing and iron-reducing bacteria are the main microorganisms involved in mercury methylation in rice paddy soils, sediments, oceans, lakes, and glaciers. (Lin et al., 2021; Zhang et al., 2020).

The aim of our research was to assess the role of the sulfate reduction process in the formation of groundwater quality in the riverbank filtration zone under different hydrological regimes.

2. Materials and methods

The territory of the Amur-Tunguska interfluve is part of the province of iron-containing, manganese-containing and silicon-containing fresh groundwater with low concentrations of fluorine. The features of the chemical composition formation of groundwater in the Amur-Tunguska interfluve depend on the reducing environment in the cover of the Middle Amur artesian basin (Kulakov and Andreeva, 2016). The Middle Amur artesian basin, located in the middle reaches of the Amur River on the territory of Russia, is part of the single Sanjiang-Middle Amur artesian (sedimentary) basin, the southwestern part of which is located in China (Fig. 1).

Three well clusters located at different distances (clusters 1 - 50, cluster 2 - 500, cluster 3 - 1500 m) from the left bank of the Pemzenskaya channel were selected for the study (Fig. 1). The tiered clusters consist of three compactly located wells equipped with 2 m long filters at different depths of the aquifer (Table 1). Water was sampled with use of a GRUNDFOS submersible pump after 15 minutes of pumping from different depths of the aquifer. River water was sampled from a depth of 0.5 m from the surface, 50 m from the riverbank. The depth at the place of river water collection is 4.5 m. Samples were collected from 2013 to 2024 in spring (March), summer (August) and autumn (November).

The mass concentration of hydrogen sulfide was determined by the photometric method with N,N-dimethyl-n-phenylenediamine on a SHIMADZU UV-3600 spectrophotometer at λ = 667 nm (GD 52.24.450-2010). The abundance of cultured heterotrophic bacteria (CHB) in water samples was determined by the limiting dilution method on fish-peptone agar (FPA) diluted 10 times (FPA:10). Ammonifying bacteria (AMB) involved in the process of ammonification of organic matter were grown on FPA. For SRB, Postgate C medium was used (Postgate, 1984). The abundance was expressed in colony-forming units (CFU/mL). The total content of dissolved organic matter was determined at λ = 254 nm and expressed as the spectral absorption coefficient (SAC_{254}, abs. units) (Kumar, 2006).

3. Results and discussion

Hydrogen sulfide in natural waters is a product of reduction processes occurring during the biochemical decomposition of toxic substances, both of natural origin and those entering with wastewater from the chemical, pulp and paper and food industries, and domestic wastewater. These processes occur most intensively in groundwater and bottom layers of surface water bodies, characterized by weak mixing under conditions of oxygen deficiency.

To assess the role of the sulfate reduction process in groundwater in the RBF zone, in addition to determining the concentration of hydrogen sulfide, studies were conducted on the number of SRBs involved in the biogeochemical cycle of sulfur.

The formation features of the chemical composition of the groundwater of the Tunguska deposit

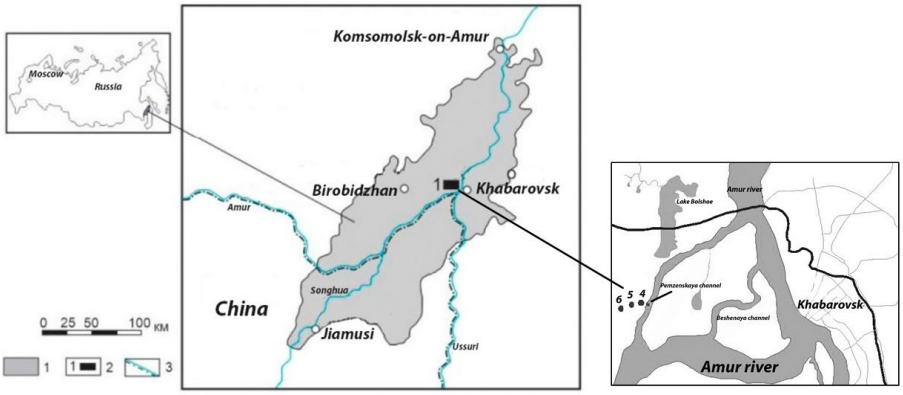


Fig.1. Layout of the research area: 1 – Middle Amur artesian basin; 2 – Amur-Tunguska interfluve; 3 – state border; 4 – well cluster 1; 5 – well cluster 2; 6 – well cluster 3.

depend on the reducing environment, which leads to the accumulation of increased concentrations of iron and manganese. Groundwater in the studied wells is hydrocarbonate with a mixed cationic composition. The hydrogen index (pH) varies from 6.0 to 6.8. The concentration of sulfates in the upper aquifer varies from 5.5 to 7.8 mg/dm^3. There is no dissolved oxygen in groundwater. The oxidation-reduction potential of groundwater is in the range from minus 100 to plus 100 mV. The content of dissolved organic carbon (DOC) varies from 0.2 to 2.1 mg/dm^3. However, during the flood period (August–September 2013), the concentration of DOC in the groundwater of the upper aquifer located in the Pemzenskaya channel zone increased to 7.5 mg/dm^3.

Hydrogen sulfide and sulfate-reducing bacteria were detected in all studied wells. The accumulation of H_2S in groundwater is prevented not only by the overall low content of sulfate ion, but also by the constant presence of iron oxide in the solution, which binds it. The content of this gas in well water varied over a wide range: from 0.005 to 0.072 mg/dm^3 (Fig. 2). Elevated concentrations of H_2S were recorded in the summer-autumn period of 2013 and 2019 in the middle and lower layers of the aquifer in groundwater in the RBF zone. The minimum values of H_2S concentrations in water were determined in the upper layers of the aquifer. It was found that in all wells there is a regular increase in the H_2S concentration with depth.

In September 2013, during the flood on the Amur River, there was a decrease in the concentration of H_2S and an increase in the number of sulfate-reducing bacteria, which is probably due to the flow of surface water into the aquifer, since the floodplain where the wells were located was flooded to a depth of 3 m.

The content of organic matter, hydrogen sulfide and the number of SRB (Table 1) in groundwater in the coastal zone varies both during the seasons and by the location of the wells. The maximum diversity of components (PACs, phenols and low molecular weight alkanes) and high OM content were observed after spring snowmelt and especially after the flood, in wells located close to the riverbank. A high similarity with river water in terms of total OM content, determined spectrophotometrically with use of SAC_{254}, was characteristic of groundwater sampled at a distance of 50 m from the riverbank.

In August 2013 and 2019, during the period of high water levels on the Amur River, the maximum abundance of SRB was recorded in all the studied wells and the Pemzenskaya channel. It should be emphasized that the number of SRB in wells 1001-1 and 1003-3 was comparable in high (~ 500 CFU/ml). During this period, the maximum number of sulfate reducers (725 CFU/ml) was observed in the surface layer of the aquifer in well 1002-1, located outside the water intake area near summer cottages.

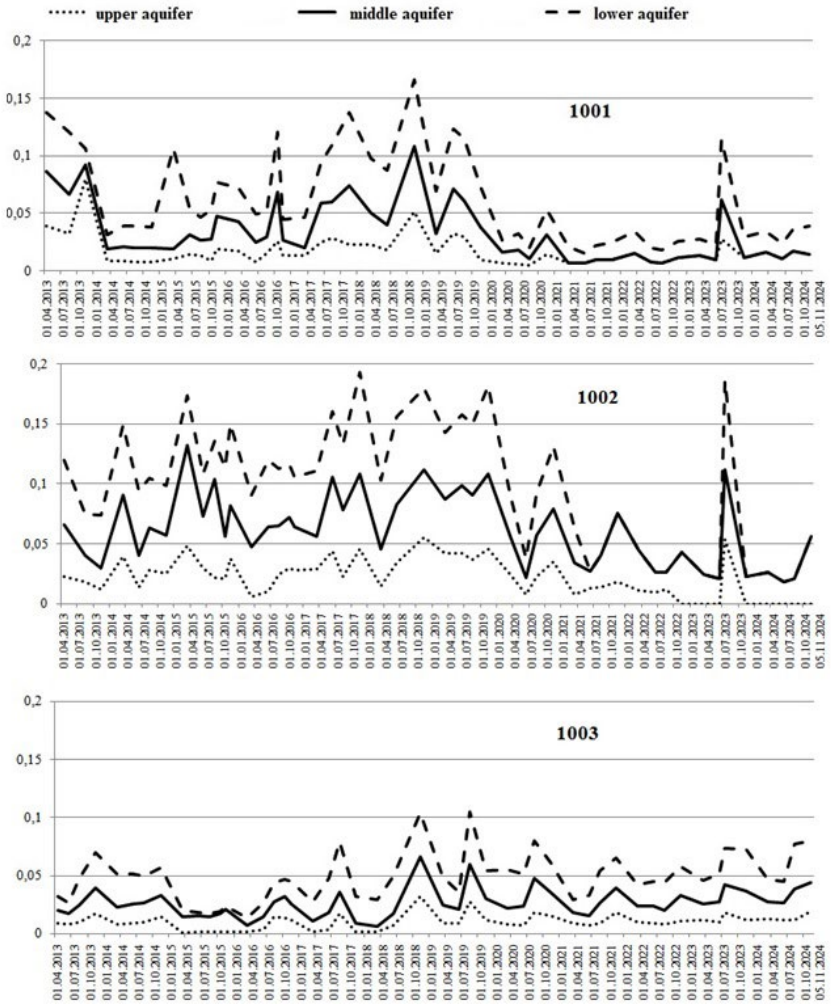


Fig.2. Long-term dynamics of hydrogen sulfide content (mg/dm^3) in groundwater.

Table 1. Seasonal dynamics of the abundance of sulfate-reducing bacteria in groundwater and river water (RW), CFU/ml

Water samples	Aquifer. depth. m.	2013			2019			2024		
		March	August	November	March	August	November	March	August	November
RW	4.5	79.6 ± 7.2	435.2 ± 26.5	236.2 ± 22.3	127.6 ± 13.2	456 ± 11	84.3 ± 5.2	63.8 ± 4.4	88.4 ± 7.9	45.4 ± 5.2
1001-1	Upper. 15.7	85.3 ± 8.3	503.5 ± 29.7	123.8 ± 12.1	< 10	500	24.0 ± 2.0	72.4 ± 6.1	85.2 ± 7.5	312.7 ± 19.3
1001-2	Middle. 25.7	114.2 ± 10.5	512.7 ± 30.5	257.4 ± 24.3	< 10	96 ± 9	78.4 ± 3.1	-	-	-
1001-3	Lower. 35.7	124.7 ± 11.4	534.6 ± 32.8	282.0 ± 26.3	< 10	124 ± 10	32.0 ± 2.3	89.1 ± 7.8	73.9 ± 6.6	86.5 ± 8.3
1002-1	Upper. 14.7	97.3 ± 8.9	725.4 ± 43.6	216.2 ± 18.4	115.3 ± 10.4	725 ± 34	56.3 ± 2.8	-	-	-
1002-2	Middle. 27.7	135.2 ± 13.7	446.3 ± 27.2	245.3 ± 23.7	98.2 ± 8.3	56 ± 6	48.6 ± 2.5	62.5 ± 3.8	65.3 ± 6.2	524.3 ± 24.7
1002-3	Lower. 38.7	247.4 ± 24.6	468.7 ± 28.3	278.7 ± 25.2	< 10	245 ± 21	26.4 ± 2.2	-	-	-
1003-1	Upper. 20.8	54.6 ± 3.2	427.3 ± 24.4	136.5 ± 14.6	< 10	48 ± 4	32.6 ± 2.4	49.7 ± 4.3	32.7 ± 1.8	548.4 ± 25.3
1003-2	Middle. 40.8	82.2 ± 5.8	459.5 ± 27.8	232.7 ± 21.4	< 10	235 ± 19	46.4 ± 2.5	75.5 ± 7.2	56.5 ± 5.9	728.2 ± 31.5
1003-3	Lower. 54.8	123.4 ± 11.3	497.8 ± 29.2	293.4 ± 26.8	< 10	456 ± 22	98.2 ± 6.5	92.8 ± 7.9	72.6 ± 6.4	473.8 ± 23.5

River water in the late autumn period was characterized by a high number of all groups of heterotrophic microorganisms. This is due to the high content of organic matter of plant origin coming from surface runoff, as well as low water content. In wells located close to the riverbank (50-500 m), the high concentration of hydrogen sulfide (from 0.035 to 0.054 mg/dm^3) was recorded in the lower aquifer in August 2013. During the catastrophic flood of 2013 on the Amur River (July, August), there was a decrease in the concentration of hydrogen sulfide and an increase in the abundance of SRB (Kulakov and Andreeva, 2016). In addition, the increase in the number of SRB in surface waters in the Khabarovsk region during the 2013 flood was associated with changes in oxidation-reduction conditions. At low water levels in June 2023, the maximum hydrogen sulfide content (0.062 mg/dm^3) was recorded in the lower layer of the aquifer in a well located close to the riverbank, compared to river water (0.021 mg/dm^3).

The minimum abundance of sulfate reducers was found in all studied wells in March 2019, despite the sufficient amount of dissolved organic matter and sulfates in groundwater. The autumn period of 2019 characterized by a decrease in the number of SRB in all studied wells to 98 CFU/mL against the background of a high concentration of sulfates (from 10.0 to 27.0 mg/dm^3). In November 2019, the number of SRB in the Pemzenskaya channel decreased by approximately 5 times compared to the summer period.

4. Conclusions

The conducted studies of the seasonal dynamics of the hydrogen sulfide content and organic matter, as well as the number of different groups of microorganisms in groundwater indicate their significant differences depending on the location of the well and the depth of water sampling. Changes in the qualitative composition of groundwater at natural biogeochemical barriers depend on the activity of sulfate reduction in the layers of the aquifer, microbiological processes of transformation of OM entering with river filtrate, as well as on the hydrological regime of surface waters. According to long-term studies of the composition of groundwater based on chemical and microbiological indicators, it has been established that in order to predict and ensure sustainable quality of drinking water, it is necessary to take into account the multifactorial nature of the interaction of river and groundwater, including seasonal changes in the hydrological regime and the nature of the distribution of OM across the aquifer.

The main biogeochemical factors influencing the dynamics of sulfate reduction in groundwater include: anaerobic conditions, the presence of organic matter, the presence of sulfates and sulfate-reducing bacteria.

Acknowledgements

The authors express their gratitude to V.V. Kulakov and V.I. Kim (Laboratory of Hydrology and Hydrogeology of the Institute of Water and Ecology problems of the Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences) for organizing the expedition work and assistance in collecting water samples.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interests.

References

Gar'kusha D.N., Fedorov Yu.A., Trubnik R.G. et al. 2023. Concentration and emission of methane and hydrogen sulfide in lake Baskunchak, Ulan-Blag beam creek and degassing groundwater sources in spring. Bulletin of higher educational

institutions. North Caucasus region. Natural science 3: 80–92. DOI: 10.18522/1026-2237-2023-3-80-92 (in Russian)

Kondrat'eva L.M., Andreeva D.V. 2018. Effect of a flood in the Amur River on organic matter dynamics in groundwater. Water Resources 45(6): 887–896. DOI: 10.1134/S009780781806009X

Kulakov V.V., Andreeva D.V. 2016. Dissolved gases in groundwater in the Amur-Tunguska interfluve. Russian journal of pacific geology 35(2): 83–93. (in Russian)

Postgate J.R. 1984. The Sulphate Reducing Bacteria. 2nd Edition. Cambridge : Cambridge University Press.

Bakx W., Bense V.F., Karaoulis M. et al. 2023. Measuring groundwater flow velocities near drinking water extraction wells in unconsolidated sediments. Water 15: e2167. DOI: 10.3390/w15122167

Flemming H.-C., Wuertz S. 2019. Bacteria and archaea on Earth and their abundance in biofilms. Nat. Rev. Microbiology 17(4): 247–260. DOI: 10.1038/s41579-019-0158-9

Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N. 2015. Biofilm formation by groundwater microbial complexes in vitro. Appl. Biochemistry and Microbiology 51(9): 48–55. DOI: 10.1134/S0003683815090057

Kumar S. 2006. Organic chemistry. Spectroscopy of organic compounds. Guru Nanak Dev University.

Lee B.M., Seo Y.S., Hur J. 2015. Investigation of adsorptive fractionation of humic acid on graphene oxide using fluorescence EEM-PARAFAC. Water Research 73: 242–252. DOI: 10.1016/j.watres.2015.01.020

Lin H., Ascher D.B., Myung Y. et al. 2021. Mercury methylation by metabolically versatile and cosmopolitan marine bacteria. ISME J 15(6): 1810–1825. DOI: 10.1038/s41396-020-00889-4

Miao Z., Brusseau M.L., Carroll K.C. et al. 2012. Sulfate reduction in groundwater: characterization and applications for remediation. Environmental Geochemistry and Health 34: 539–550. DOI: 10.1007/s10653-011-9423-1

Singh P., Kumar P., Mehrotra I. et al. 2010. Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water. J. of Environ. Management 91(5): 1055–1062. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.11.013

Zhang B., Chen T., Guo J. et al. 2020. Microbial mercury methylation profile in terminus of a high-elevation glacier on the northern boundary of the Tibetan Plateau. Science of the Total Environment 708: 135226. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135226

Zhang Zh., Zhang Ch., Yang Y. et al. 2022. A review of sulfate-reducing bacteria: Metabolism, influencing factors and application in wastewater treatment. Journal of Cleaner Production 376: 134109. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.134109

Краткое сообщение

Особенности сульфатредукции микробными комплексами подземных вод

Андреева Д.В.*, Кондратьева Л.М.

Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, ул. Дикопольцева, д.56, г. Хабаровск, 680000, Россия

АННОТАЦИЯ. Сульфатредукция является важным биогеохимическим процессом в подземных водоносных горизонтах. Присутствие сероводорода в среде является маркером разрушения органических веществ в бескислородных условиях и активизации микробиологических процессов. Исследования характера взаимодействия поверхностных и подземных вод являются актуальными для оценки санитарно-гигиенических показателей питьевой воды. В работе рассматриваются результаты определения содержания органических веществ, сероводорода и численности сульфатредуцирующих бактерий в подземных водах в зоне речной береговой фильтрации. Установлено, что активность процессов сульфатредукции в подземных водах существенно изменяется в пространстве и во времени. Максимальная численность сульфатредуцирующих бактерий сопровождалась активным образованием сероводорода в водоносном горизонте после весеннего снеготаяния на глубине 45 м в скважинах, расположенных на расстоянии 1500 м от берега. На расстоянии 50 м от берега качество подземных вод существенно изменяется в верхнем водоносном горизонте в летне-осенний период, особенно после наводнений.

Ключевые слова: сульфатредукция, органические вещества, подземные воды, речная береговая фильтрация

Для цитирования: Андреева Д.В., Кондратьева Л.М. Особенности сульфатредукции микробными комплексами подземных вод // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 794-803. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-794

1. Введение

В связи с глобальным загрязнением гидросферы и предотвращением экологических рисков во всем мире прослеживается тенденция переориентации питьевого водоснабжения населения с поверхностных источников на подземные воды. Особое внимание при оптимизации управления водными ресурсами уделяют их защищенности, переносу загрязняющих веществ и реакции подземных вод на стресс (Bakx et al., 2023). Поэтому актуальность приобретают исследования по расчету времени распространения загрязняющих веществ при смешивании подземных водоносных горизонтов с поверхностными водами (Lee et al., 2015). Принято считать, что высокоскоростные потоки подземных вод часто расположены вблизи зоны разгрузки бассейнов рек (Singh et al., 2010). В зоне взаимодействия речных и подземных вод формируется биогеохимический барьер с особыми физико-химическими условиями, которые зависят от гидрологического режима и активности биогеохимических процессов. Загрязнение подземных вод является важной проблемой при их использовании на приречных водозаборах.

Значительное ухудшение качества подземных вод наблюдается во время наводнений на крупных реках (Кондратьева и Андреева, 2018). Формирование качества воды в зоне речной береговой фильтрации (РБФ) определяется многими факторами: гидрологическими, геологическими, гидрохимическими и гидробиологическими. При трансформации загрязняющих веществ в водной среде значительную долю органических примесей могут составлять продукты микробного происхождения (Kondratyeva and Litvinenko, 2015). Микроорганизмы подземных вод существуют в виде сложно-структурированных консорциумов (Flemming and Wuertz, 2019). В подземных водах взаимосвязано происходят следующие биогеохимические процессы: аэробное окисление органических веществ (ОВ), денитрификация, восстановление марганца (IV) и железа (III), сульфатредукция (Miao et al., 2012) и метаногенез. Сульфатредуцирующие бактерии (СРБ) и метаногены, занимая одни и те же экологические ниши, нередко используют одина-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: freckles2008@yandex.ru (Д.В. Андреева)

Поступила: 27 июня 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ковые питательные субстраты, в частности ацетат, формиат и молекулярный водород. Поэтому между ними за обладание этими субстратами возникает конкурентная борьба, преимущество в которой принадлежит сульфатредуцирующим бактериям (Гарькуша и др., 2023). Важное экологическое значение СРБ связано с их участием в процессе деструкции ОВ и продуцировании химически активного вещества – сероводорода.

В наших исследованиях в качестве показателя активности сульфатредукции были использованы численность СРБ и содержание сероводорода (H_2S), накопление которого приводит к существенному изменению органолептических свойств подземных вод. Растворенный в воде сероводород – это суммарное содержание недиссоциированных молекул газообразного H_2S, ионов гидросульфида HS^- и, весьма редко, сульфидов S^{2-} (при рн > 10). Соотношение определяется главным образом величиной pH воды, в меньшей степени влияют температура и минерализация. Ранее было показано, что концентрация сероводорода в подземных водах зависит от содержания и состава ОВ (Кондратьева и Андреева, 2018), а также от присутствия специализированных эколого-физиологических групп микроорганизмов, включая СРБ. Численность СРБ характеризует окислительно-восстановительную обстановку, наличие сульфатов и дефицит кислорода в водной среде. Известно, что в качестве ключевого микробиологического метилятора ртути во многих водных системах выступают СРБ, которые способны окислять разные источники углерода при температуре 0°C (Zhang et al., 2022). Сульфатредуцирующие и железоредуцирующие бактерии являются основными микроорганизмами, которые участвуют в метилировании ртути в рисовых почвах, донных отложениях, океанах, озерах, ледниках (Lin et al., 2021; Zhang et al., 2020).

Цель наших исследований состояла в оценке роли процесса сульфатредукции в формировании качества подземных вод в зоне речной береговой фильтрации в условиях различного гидрологического режима.

2. Материалы и методы

Территория Амуро-Тунгусского междуречья входит в провинцию железосодержащих, марганецсодержащих и кремнийсодержащих пресных подземных вод с низкими концентрациями фтора. Особенности формирования химического состава подземных вод Амуро-Тунгусского междуречья зависят от восстановительной обстановки в чехле Среднеамурского артезианского бассейна (Кулаков и Андреева, 2016). Среднеамурский артезианский бассейн, расположенный в среднем течении р. Амур на территории России, входит в состав единого Саньцзян-Среднеамурского артезианского (осадочного) бассейна, юго-западная часть которого расположена в Китае (Рис. 1).

Для исследования были выбраны три куста скважин, расположенных на разном удалении (куст 1 – 50, куст 2 – 500, куст 3 – 1500 м) от левого берега Пемзенской протоки (Рис. 1). Ярусные кусты состоят из 3-х компактно расположенных скважин, оборудованных фильтрами длиной 2 м на разной глубине водоносного горизонта (Таблица 1). Воду отбирали с разной глубины водоносного горизонта с помощью погружного насоса GRUNDFOS после 15 минутной прокачки. Речную воду отбирали с глубины 0.5 м от поверхности в 50 м от берега. Глубина в месте отбора речной воды составляет 4,5 м. Пробы отбирали в период с 2013 по 2024 гг. весной (март), летом (август) и осенью (ноябрь).

Массовую концентрацию сероводорода определяли фотометрическим методом с N,N-диметил-n-фенилендиамином на спектрофотометре SHIMADZU UV-3600 при λ = 667 нм (РД 52.24.450-2010). Численность культивируемых гетеротрофных бактерий в пробах воды определяли методом предельных разведений на рыбо-пептонном агаре (РПА), разбавленном в 10 раз (РПА:10). Аммонифицирующих бактерий (АМБ), участвующих в процессе аммонификации ОВ, выращивали на РПА. Для СРБ использовали среду Постгейта С (Postgate, 1984). Численность выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ/мл). Суммарное содержание растворенных ОВ определяли при λ = 254 нм и выражали в виде спектрального коэффициента абсорбции (SAC_{254}, ед. абс.) (Kumar, 2006).

3. Результаты и обсуждение

Сероводород в природных водах является продуктом восстановительных процессов, протекающих при биохимическом разложении ОВ, как

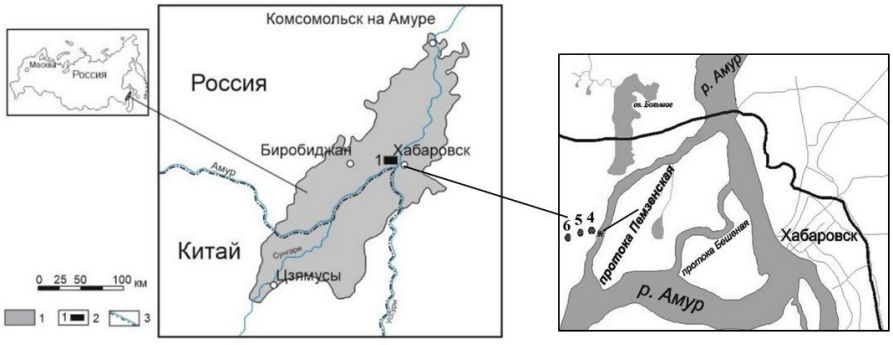


Рис.1. Схема расположения участка исследований: 1 – Среднеамурский артезианский бассейн; 2 – Амуро-Тунгусское междуречье; 3 – государственная граница; 4 – куст 1; 5 – куст 2; 6 – куст 3.

естественного происхождения, так и поступающих со сточными водами химической, целлюлозно-бумажной и пищевой промышленности, хозяйственно-бытовыми стоками. Наиболее интенсивно эти процессы протекают в подземных водах и придонных слоях поверхностных водных объектов, характеризующихся слабым перемешиванием в условиях дефицита кислорода.

Для оценки роли процесса сульфатредукции в подземных водах в зоне РБФ, кроме определения концентрации сероводорода, были проведены исследования численности СРБ, участвующих в биогеохимическом цикле серы.

Особенности формирования химического состава подземных вод Тунгусского месторождения зависят от восстановительной обстановки, что приводит к накоплению повышенных концентраций железа и марганца. Подземные воды в исследуемых скважинах гидрокарбонатные со смешанным катионным составом. Водородный показатель (pH) изменяется в пределах от 6,0 до 6,8. Концентрация сульфатов в верхнем водоносном горизонте изменяется от 5,5 до 7,8 мг/дм^3. Растворенный кислород в подземных водах отсутствует. Окислительно-восстановительный потенциал подземных вод находится в пределах от минус 100 до плюс 100 мВ. Содержание растворенного органического углерода (C_p) изменяется от 0,2 до 2,1 мг/дм^3. Однако, в период прохождения паводка (август–сентябрь 2013) концентрация C_p в подземных водах верхнего водоносного горизонта, расположенного в зоне Пензенской протоки, увеличивалась до 7,5 мг/дм^3.

Во всех исследуемых скважинах был обнаружен сероводород и сульфатредуцирующие бактерии. Накоплению H_2S в подземных водах препятствует не только общее низкое содержание сульфатного иона, но и постоянное присутствие в растворе закиси железа, которая связывает его. Содержание этого газа в воде скважин изменялось в широком диапазоне: от 0,005 до 0,072 мг/дм^3 (Рис. 2). Повышенные концентрации H_2S зафиксированы в летне-осенний период 2013 и 2019 г. в среднем и нижнем слоях водоносного горизонта в подземных водах в зоне РБФ. Минимальные значения концентраций H_2S в воде определяли в верхних слоях водоносного горизонта. Установлено, что во всех скважинах происходит закономерное увеличение концентрации H_2S с глубиной.

В сентябре 2013 года во время паводка на р. Амур происходило снижение концентрации H_2S и рост численности сульфатредуцирующих бактерий, что, вероятно, связано с поступлением поверхностных вод в водоносный горизонт, так как пойма с местом расположения скважин была затоплена на глубину 3 м.

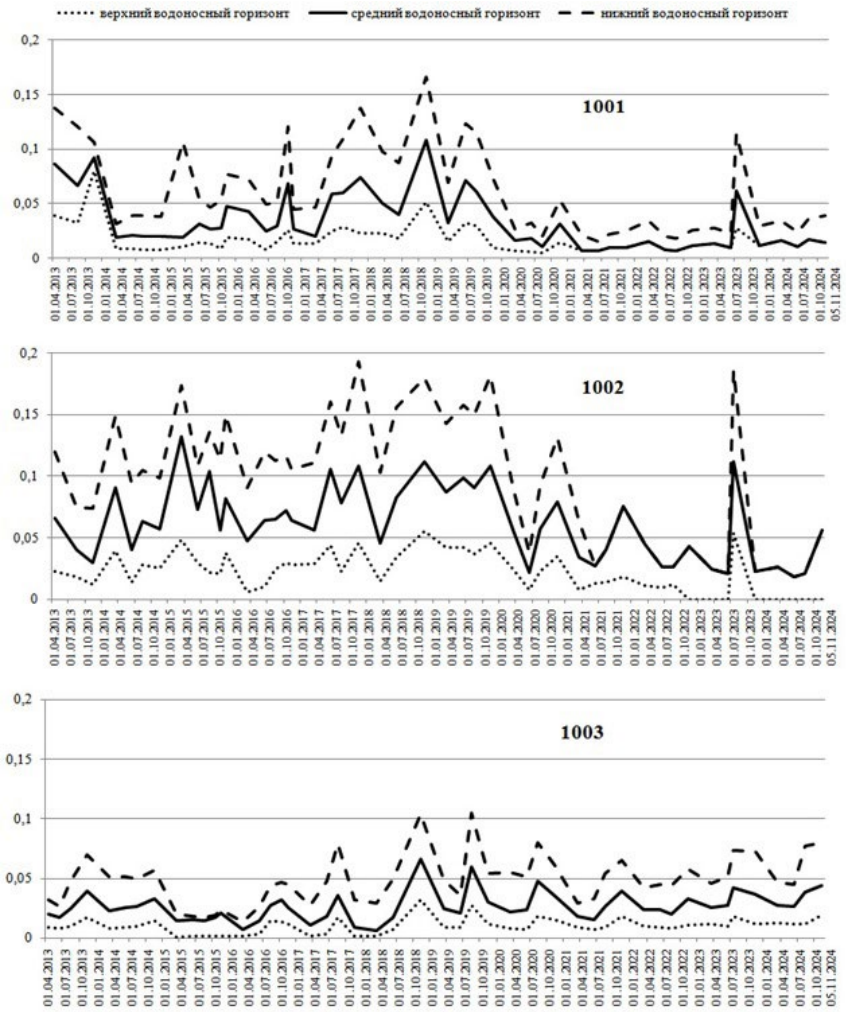


Рис.2. Многолетняя динамика содержания сероводорода (мг/дм^3) в подземных водах.

Таблица 1. Сезонная динамика численности сульфатредуцирующих бактерий в подземных водах и речной воде (РВ), КОЕ/мл.

Пробы воды	Водоносный горизонт, глубина, м.	2013			2019			2024		
		март	август	ноябрь	март	август	ноябрь	март	август	ноябрь
РВ	4,5	79,6 ± 7,2	435,2 ± 26,5	236,2 ± 22,3	127,6 ± 13,2	456 ± 11	84,3 ± 5,2	63,8 ± 4,4	88,4 ± 7,9	45,4 ± 5,2
1001-1	Верхний, 15,7	85,3 ± 8,3	503,5 ± 29,7	123,8 ± 12,1	< 10	500	24,0 ± 2,0	72,4 ± 6,1	85,2 ± 7,5	312,7 ± 19,3
1001-2	Средний, 25,7	114,2 ± 10,5	512,7 ± 30,5	257,4 ± 24,3	< 10	96 ± 9	78,4 ± 3,1	-	-	-
1001-3	Нижний, 35,7	124,7 ± 11,4	534,6 ± 32,8	282,0 ± 26,3	< 10	124 ± 10	32,0 ± 2,3	89,1 ± 7,8	73,9 ± 6,6	86,5 ± 8,3
1002-1	Верхний, 14,7	97,3 ± 8,9	725,4 ± 43,6	216,2 ± 18,4	115,3 ± 10,4	725 ± 34	56,3 ± 2,8	-	-	-
1002-2	Средний, 27,7	135,2 ± 13,7	446,3 ± 27,2	245,3 ± 23,7	98,2 ± 8,3	56 ± 6	48,6 ± 2,5	62,5 ± 3,8	65,3 ± 6,2	524,3 ± 24,7
1002-3	Нижний, 38,7	247,4 ± 24,6	468,7 ± 28,3	278,7 ± 25,2	< 10	245 ± 21	26,4 ± 2,2	-	-	-
1003-1	Верхний, 20,8	54,6 ± 3,2	427,3 ± 24,4	136,5 ± 14,6	< 10	48 ± 4	32,6 ± 2,4	49,7 ± 4,3	32,7 ± 1,8	548,4 ± 25,3
1003-2	Средний, 40,8	82,2 ± 5,8	459,5 ± 27,8	232,7 ± 21,4	< 10	235 ± 19	46,4 ± 2,5	75,5 ± 7,2	56,5 ± 5,9	728,2 ± 31,5
1003-3	Нижний, 54,8	123,4 ± 11,3	497,8 ± 29,2	293,4 ± 26,8	< 10	456 ± 22	98,2 ± 6,5	92,8 ± 7,9	72,6 ± 6,4	473,8 ± 23,5

Содержание ОВ, сероводорода и численность СРБ (Таблица 1) в подземных водах в прибрежной зоне изменяется как в течение сезонов, так и по местоположению скважин. Максимальное разнообразие компонентов (ПАУ, фенолы и низкомолекулярные алканы) и высокое содержание ОВ наблюдали после весеннего снеготаяния и особенно после паводка, в скважинах, расположенных близко к берегу. Большое сходство с речной водой по общему содержанию ОВ, определяемому спектрофотометрически по SAC_{254}, было характерно для подземных вод, отобранных на расстоянии 50 м от берега.

В августе 2013 и 2019 года, в период повышенной водности на р. Амур, зарегистрирована максимальная численность СРБ во всех исследуемых скважинах и Пемзенской протоке (Таблица 1). Следует подчеркнуть, что численность СРБ в скважинах 1001-1 и 1003-3 была сопоставимо-высокой (~ 500 КОЕ/мл). В этот период максимальную численность сульфатредукторов (725 КОЕ/мл) наблюдали в поверхностном слое водоносного горизонта в скважине 1002-1, расположенной за территорией водозабора у дачных участков.

Речная вода в позднеосенний период характеризовалась высокой численностью всех групп гетеротрофных микроорганизмов. Это обусловлено высоким содержанием ОВ растительного происхождения, поступающих с поверхностным стоком, а также низкой водностью. В скважинах близко расположенных к берегу (50-500 м) высокая концентрация сероводорода (от 0,035 до 0,054 мг/дм^3) зарегистрирована в нижних слоях водоносного горизонта в августе 2013 года. Во время катастрофического наводнения 2013 г. на р. Амур (июль, август) происходило снижение концентрации сероводорода и рост численности СРБ (Кулаков и Андреева, 2016). Увеличение численности СРБ в поверхностных водах в районе г. Хабаровска в период наводнения 2013 г. было связано с изменением окислительно-восстановительных условий. При низком уровне воды в июне 2023 г. максимальное содержание сероводорода (0,062 мг/дм^3) зарегистрировано в нижнем слое водоносного горизонта в скважине, расположенной близко к берегу, по сравнению с речной водой (0,021 мг/дм^3).

Минимальная численность сульфатредукторов обнаружена во всех исследуемых скважинах в марте 2019 года, не смотря на достаточное количество растворенных ОВ и сульфатов в подземных водах. Для осеннего периода 2019 года характерно снижение численности СРБ во всех исследуемых скважинах до 98 КОЕ/мл на фоне высокой концентрации сульфатов (от 10,0 до 27,0 мг/дм^3). В ноябре 2019 года в Пемзенской протоке произошло снижение численности СРБ примерно в 5 раз по сравнению с летним периодом.

4. Выводы

Проведенные исследования сезонной динамики содержания сероводорода и ОВ, а также численности различных групп микроорганизмов в подземных водах свидетельствуют об их существенном различии в зависимости от места расположения скважины и глубины водоносного горизонта. Изменения качественного состава подземных вод на естественных биогеохимических барьерах зависят от активности сульфатредукции по слоям водоносного горизонта, микробиологических процессов трансформации ОВ, поступающих с речным фильтратом, а также от гидрологического режима поверхностных вод. Согласно многолетним исследованиям состава подземных вод по химическим и микробиологическим показателям установлено,

что для прогнозирования и устойчивого качества питьевых вод необходимо учитывать многофакторность взаимодействия речных и подземных вод, включая сезонное изменение гидрологического режима и характер распределения ОВ по водоносному горизонту.

К основным биогеохимическим факторам, влияющим на динамику сульфатредукции в подземных водах, относятся: анаэробные условия, наличие органических веществ, присутствие сульфатов и сульфатредуцирующих бактерий.

Благодарности

Авторы выражают благодарность В.В. Кулакову и В.И. Киму (лаборатория гидрологии и гидрогеологии ИВЭП ДВО РАН) за организацию экспедиционных работ и помощь при отборе проб воды.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А., Трубник Р.Г. и др. 2023. Концентрация и эмиссия метана и сероводорода в озере Баскунчак, ручье Балки Улан-Благ и дегазирующих источниках подземных вод в весенний период. Известия вузов. Северокавказский регион. Естественные науки 3: 80–92. DOI: 10.18522/1026-2237-2023-3-80-92

Кондратьева Л.М., Андреева Д.В. 2018. Влияние наводнения на реке Амур на динамику органических веществ в подземных водах. Водные ресурсы 45(6): 634–644.

Кулаков В.В., Андреева Д.В. 2016. Растворенные газы подземных вод Амуро-Тунгусского междуречья. Тихоокеанская геология 35(2): 83–93.

Postgate J.R. 1984. The Sulphate Reducing Bacteria. 2nd Edition. Cambridge: Cambridge University Press.

Bakx W., Bense V.F., Karaoulis M. et al. 2023. Measuring groundwater flow velocities near drinking water extraction wells in unconsolidated sediments. Water 15: e2167. DOI: 10.3390/w15122167

Flemming H.-C., Wuertz S. 2019. Bacteria and archaea on Earth and their abundance in biofilms. Nat. Rev. Microbiology 17(4): 247–260. DOI: 10.1038/s41579-019-0158-9

Kondratyeva L.M., Litvinenko Z.N. 2015. Biofilm formation by groundwater microbial complexes in vitro. Appl. Biochemistry and Microbiology 51(9): 48–55. DOI: 10.1134/S0003683815090057

Kumar S. 2006. Organic chemistry. Spectroscopy of organic compounds. Guru Nanak Dev University.

Lee B.M., Seo Y.S., Hur J. 2015. Investigation of adsorptive fractionation of humic acid on graphene oxide using fluorescence EEM-PARAFAC. Water Research 73: 242–252. DOI: 10.1016/j.watres.2015.01.020

Lin H., Ascher D.B., Myung Y. et al. 2021. Mercury methylation by metabolically versatile and cosmopolitan marine bacteria. ISME J 15(6): 1810–1825. DOI: 10.1038/s41396-020-00889-4

Miao Z., Brusseau M.L., Carroll K.C. et al. 2012. Sulfate reduction in groundwater: characterization and applications for remediation. Environmental Geochemistry and Health 34: 539–550. DOI: 10.1007/s10653-011-9423-1

Singh P., Kumar P., Mehrotra I. et al. 2010. Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water. J. of Environ. Management 91(5): 1055–1062. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.11.013

Zhang B., Chen T., Guo J. et al. 2020. Microbial mercury methylation profile in terminus of a high-elevation glacier on the northern boundary of the Tibetan Plateau. Science of the Total Environment 708: 135226. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135226

Zhang Zh., Zhang Ch., Yang Y. et al. 2022. A review of sulfate-reducing bacteria: Metabolism, influencing factors and application in wastewater treatment. Journal of Cleaner Production 376: 134109. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.134109

Diatom from the Late Holocene bottom sediments of Peyungda and Zapovednoye Lakes (Evenkia, Russia)

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Bolobanshchikova G.N.[1]*, Rogozin D.Y.[1,2]

[1] *Federal Research Center "Krasnoyarsk science Center" Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (KSC SB RAS, FRC KSC SB RAS) "Institute of Biophysics Siberian Branch of Russian Academy of Science" (IBP SB RAS), Akademgorodok, 50/50, Krasnoyarsk, 660036, Russia*

[2] *Siberian Federal University, Svobodny str., 79, Krasnoyarsk, 660041, Russia*

ABSTRACT. As part of a biostratigraphic study in the taiga zone of southern Evenkia (Krasnoyarsk Territory, Russia) within the territory of the state nature reserve "Tungussky," aimed at reconstructing paleoecological conditions of the region and as a continuation of comprehensive research on diatoms communities in the bottom sediments of various water bodies across the country initiated by diatomologists back in the first half of the last century in the USSR, an analysis was conducted of Late Holocene bottom sediments of Peyungda and Zapovednoye lakes. In total, 248 taxa below genus rank were identified belonging to 66 genera and 27 families. Similarities and differences in the composition of the diatom community in lake-bottom sediments of Lake Zapovednoye and Lake Peyungda have been revealed. The degree of similarity in species composition turned out to be high — 69%. Common trends in the development of these lakes corresponding to identical time frames have also been observed. In Lake Peyungda, which spans nearly 4,500 years, evidence has been found for the beginning of the Meghalayan stage of the Holocene epoch associated with the onset of prolonged drought approximately in 2250 BP through sustained increases in the abundance of thermophilous species such as stagnant-streaming waters *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen and stagnant water specie *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee.

Keywords: diatoms, taxonomy, palaeoreconstruction, palaeoecology, Holocene, bottom sediments

For citation: Bolobanshchikova G.N., Rogozin D.Y. Diatom from the Late Holocene bottom sediments of Peyungda and Zapovednoye Lakes (Evenkia, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 804-823. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-804

1. Introduction

Over the past two decades, the poorly studied northeastern region of Krasnoyarsk Krai has been intensively researched, including the territory of Evenkia district and adjacent areas of Tungussky State Nature Reserve, where a significant number of small lakes predominantly with deep waters are concentrated along local rivers (Podkamennaya Tunguska, Verkhnyaya Lakura, Kimchu). These lakes share similar morphology and origin. Earlier studies focused on comparative analysis of modern diatoms assemblages in surface layers of bottom sediments from Lake Zapovednoye and Lake Cheko by analyzing samples from the upper five centimeters layers of sediments (Bolobanschikova et al., 2023).

In addition, a large-scale multiproxy study was conducted on a sediment core from Lake Zapovednoye (Rogozin et al., 2025), which included investigation into changes in taxonomic composition of diatom communities throughout the entire length of the core dated back over two thousand years. This study presents an analysis of diatoms community in bottom sediments of Lake Peyungda covering approximately 4.5 thousand years time interval compared to analogous research results for Lake Zapovednoye. A detailed analysis of identified common features, differences, and trends in species composition dynamics of diatom communities in both water bodies is carried out.

2. Materials and Methods

Lake Zapovednoye (60°31.688′N, 101°43.740′E) is a small body of water with an almost circular shape and a diameter of about 500 m located on the border of Tungussky State Nature Reserve (Evenkia district, Krasnoyarsk Krai), approximately 60 km from Vanavara village and about 60 km south of Lake Cheko

*Corresponding author.
E-mail address: galina.ibp@mail.ru (G.N. Bolobanshchikova)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

(Bolobanschikova et al., 2023; Rogozin et al., 2017), which is presumed to be the epicenter of the explosion in 1908. The maximum depth of the lake is around 60 meters.

Lake Peyungda (60°37.174′N, 101°38.442′E) also has nearly perfect round form, with a diameter of about 600 m, situated 12 km northwest of Lake Zapovednoye. Its maximum depth is roughly 35 meters. Both lakes are traversed by a small river Verkhnyaya Lakura (Fig. 1), tributary of Podkamennaya Tunguska River (Rogozin et al., 2017; Rogozin et al., 2023).

Both lakes are ultra-oligotrophic — mineralization of upper layers does not exceed 40 mg/l, increasing toward bottom up to 90 mg/l. Medium reaction is close to neutral—pH 6.7. A core sample of sediments was taken from Lake Zapovednoye in July 2018, while from Lake Peyungda it was collected in September 2022.

Core samples were taken in the central deep-water parts of lakes at points with the above coordinates using a gravity corer UWITEC (Austria) equipped with removable plastic tubes having a diameter of 90 mm. A transparent tube was used so that the water-bottom boundary could be clearly seen by naked eye. Thus, loss or destruction of upper layers of bottom sediments is excluded. After transportation to the laboratory in vertical position each tube was cut along its length and divided into two longitudinal "D-sections" using two thin stainless steel plates inserted into the cut. Following core separation, the plates were removed by sliding them transversely which allowed preserving undisturbed surfaces of the cuts showing visible horizontal layered heterogeneities. Then series of color photographs of cores were made fixing millimeter ruler, after which cores were sectioned into cross-sectional slices (slices) with step size for Lake Zapovednoye being 1 cm, while for Lake Peyungda it was 2 cm. Samples of bottom deposits selected from each slice underwent sample preparation and technical processing for diatom analysis according to previously developed method modified water bath technique using 30% H_2O_2 (Bolobanschikova et al., 2023). Permanent preparations were prepared using high-refractive resin Naphrax. Diatom valves counting was carried out by parallel transect method up to 500 valves in upper samples and up to 300 valves in deeper sections of the core (Davydova, 1985). To construct diagrams of qualitative and quantitative composition of diatoms in bottom sediments as well as for cluster analysis Tilia Software version 3.0.3 (Grimm, 2004) was utilized. For determination of species identity established set of determinative keys and systematic compilations were applied (Kützing, 1884; Zabelina et al., 1951; Krammer et al., 1986–1991; Lange-Bertalot, 2001). When compiling the systematic list generally accepted classification of diatoms used in Russia (Glezer et al., 1988) taking into account recent revisions (Genkal et al., 2013; Guiry, 2025 from http://www.algaebase.org/browse/taxonomy/?id=77640) was followed. Ecological and geographical characteristics were given based on habitat, salinity, pH value, geographic distribution and rheophily (Barinova et al., 2006). The degree of similarity between diatom species compositions in studied lakes was assessed using formula:

$$K = \frac{2c}{a+b} \times 100\%,$$

where K is the similarity index degree coefficient, a and b are the number of species in lakes a and b respectively, and c is the number of similar species (Sorensen, 1948). The dating of sediments is based on previously

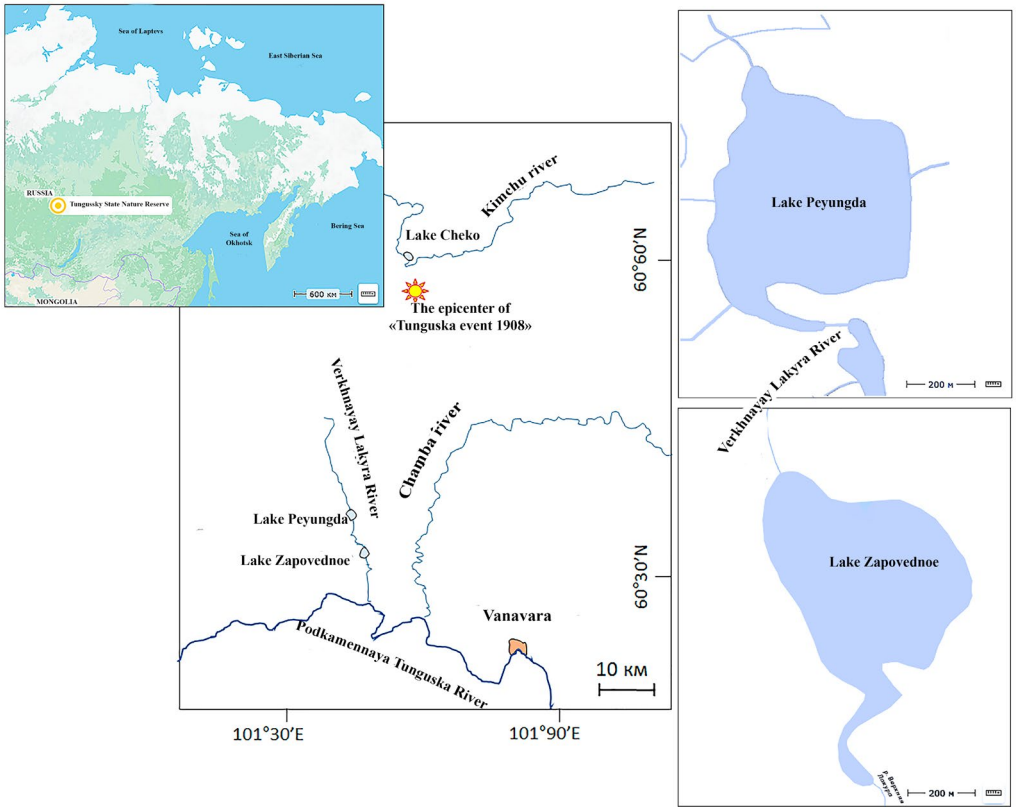


Fig.1. Map of the study area. Territory of the Tunguska State Nature Reserve (Central Tungus Plateau, Eastern Siberia, Russia). Features of geographical landscape in locations of studied objects — lakes Zapovednoye and Peyungda.

published estimates of sediment accumulation rates at 1.6 mm years^{-1} for Lake Zapovednoye (Daryin et al., 2020) and 0.81 mm years^{-1} for Lake Peyungda (Novikov et al., 2023).

3. Results

3.1. Systematic part

In the bottom sediments of Lakes Zapovednoye and Peyungda, a total of 248 taxa of diatom algae below genus rank were found, belonging to 27 families and 66 genera (Appendix 1). Among them are species occurring in both lakes as well as those found only in Lake Zapovednoye or only in Lake Peyungda. The degree of similarity between the species composition of diatom complexes in these studied lakes was high — 69%.

The valves of planktonic-benthic cosmopolitan species that prefer alkaline conditions dominate in the bottom deposits of both lakes. Unlike Lake Zapovednoye where most diatom valves belong to indifferent species regarding water flow and salinity, Lake Peyungda is characterized by an unprecedented abundance of *Tabellaria fenestrata* (Lyngbye) Kützing (up to 95%) resulting in predominance of halophobic and streaming-water species.

3.2. Paleoecological part

In quantitative terms, the composition of diatom complexes in Lake Zapovednoye and Lake Peyungda was heterogeneous and underwent multiple changes throughout the history of these water bodies' development.

3.2.1. Lake Zapovednoye

Cluster analysis allowed dividing the data from diatom analyses of the lake's core into four zones (Fig. 2).

Zone D I (approximately ***1150–2200 calibrated years before present*** (hereafter: ***cal. yrs BP***)) — within this zone the predominant species are planktonic-benthic diatom frustules with dominance of *Tabellaria fenestrata* (a planktonic-benthic halophobic cosmopolitan species of stagnant-streaming waters, neutral to pH environment). Despite a minimal number of benthic diatoms in this zone, it is also possible to indicate as mass species *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) D.M.Williams & Round (benthic halophilous cosmopolitan species of stagnant-streaming waters, alkaliphilic moderate temperature regime). Overall, there is an increasing trend for planktonic diatoms in the zone, resulting in their maximum values, including the transition from subdominant position to dominant one and reaching maximum values for core samples of *Lindavia lemanensis* (Chodat) T.Nakov et al. At the same time, the proportion of small pennate diatom shells belonging to the complex *Staurosira sensu lato — Staurosira venter* (Ehrenberg) Cleve & J.D.Möller (planktonic-benthic thermophilic alkaliphile cosmopolitan species of stagnant-streaming waters), *Pseudostaurosira elliptica* (Schumann) Edlund, Morales & Spaulding (benthic cosmopolitan species) decreases. With respect to water salinity, the predominance of halophobic and indifferent species' frustules is observed. In relation to pH medium, at the lower part of the zone species preferring alkaline conditions dominate while towards the upper part acidophilic species increase in numbers. The presence of *Diploneis parma* Cleve (benthic cold-loving alkaliphile holoarctic species, indifferent to salinity) is noted. For the zone characteristic cosmopolitan species prevail, with some inclusion of arctic-alpine species' shells such as *Aulacoseira valida* (Grunow) Krammer (planktonic alkalibiont, indifferent to salinity).

The above-described changes most likely indicate increased flow rate of the reservoir, rising lake level, and decreased mineralization accompanied by formation of shallow-water zones with more acidic and mineralised environments under.

Zone D II (~435–1150 cal. yrs BP) — the share of dominant halophobic species *Tabellaria fenestrata* sharply decreases. The proportion of valves belonging to halophilic and alkaliphilous species gradually increases, as well as that of benthic forms: *Staurosirella pinnata* becomes a dominant species, while the portion of *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (planktonic cosmopolitan alkalibiont in stagnant-streaming waters indifferent towards salinity) grows. An increase is also observed for: *Aulacoseira ambigua* (planktonic cosmopolitan alkaliphile in stagnant-streaming waters indifferent towards salinity), *A. granulata* var. *angustissima* (O.Müller) Simonsen (planktonic species with moderate temperature regime in stagnant-streaming waters, cosmopolitan alkaliphile indifferent towards salinity), *A. subarctica* (O.Müller) E.Y.Haworth (planktonic alkalibiont in stagnant-streaming waters, arctic cosmopolitan indifferent towards salinity).

The share of planktonic epiphyte *Fragilaria vaucheriae* (Kützing) J.B.Petersen (planktonic cosmopolitan alkaliphile) also rises. In the upper part of this zone, *Discostella stelligera* reaches its maximum development throughout the core (planktonic-benthic cosmopolitan of streaming waters indifferent towards salinity and pH).

It is likely that there was an increase in lake productivity at a constantly high water level.

Zone D III (~25–435 cal. yrs BP) — an increase in the proportion of planktonic-benthic diatom species is noted, again dominated by *Tabellaria fenestrata*, though not as prominently as in *Zone I*. There is an increase in the share of *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow (planktonic-benthic temperate-zone alkaliphile indifferent towards salinity, cosmopolitan in stagnant-streaming waters), *Iconella tenera* (W.Gregory) Ruck & Nakov (planktonic-benthic alkaliphile in stagnant waters, cosmopolitan indifferent towards salinity), *Staurosira venter*, and benthic species such as dominants *Staurosirella pinnata*, *Ulnaria ulna*, among planktonic-epiphytic forms, *Fragilaria vaucheriae* remains subdominant. Cold-loving species *Diploneis parma* valves are continuously present. Overall, the zone is characterized by predominance of halophilic species preferring weakly alkaline conditions.

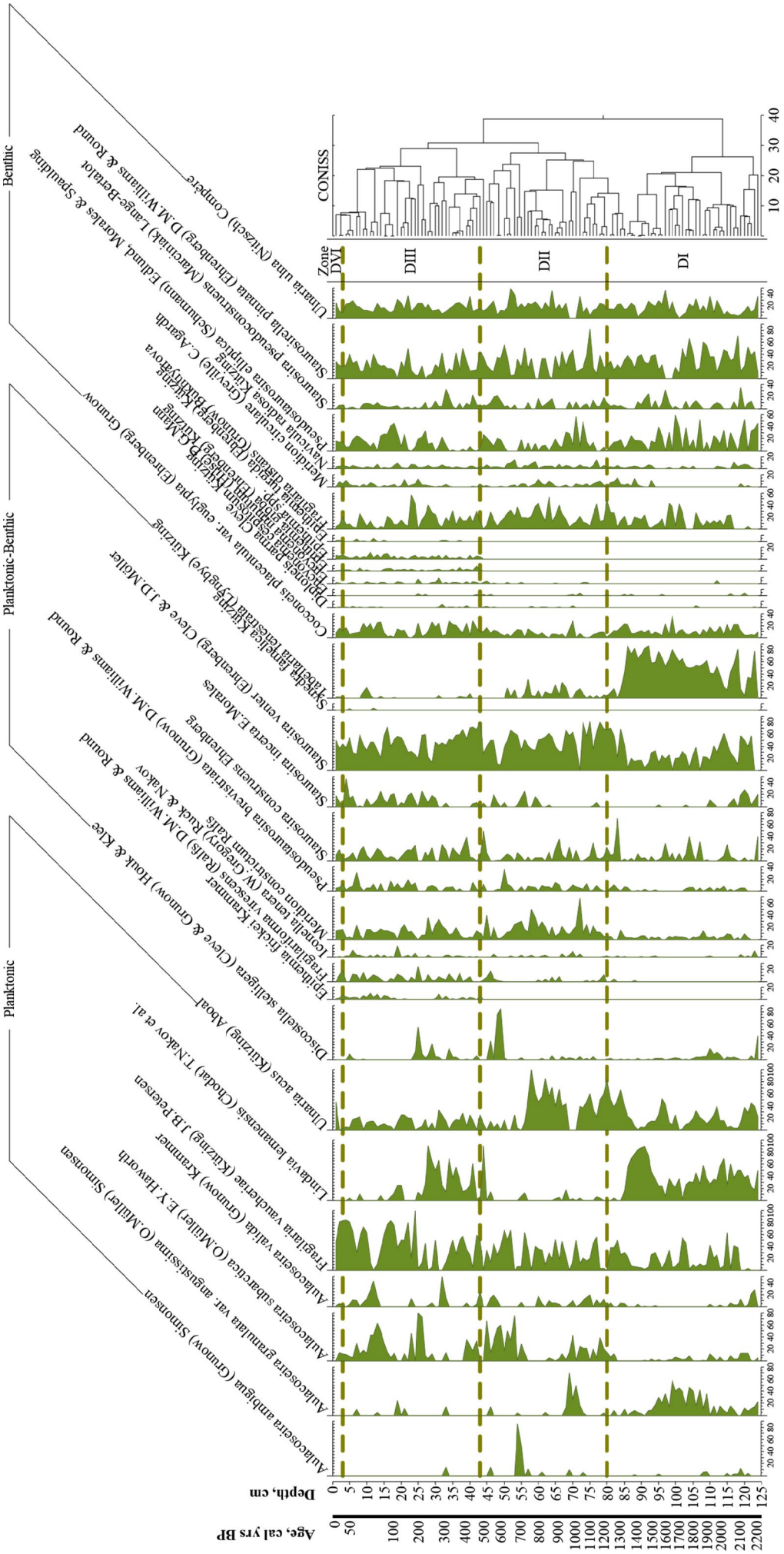


Fig.2. Distribution of diatom algae in the bottom sediments of Lake Zapovednoye. Species are presented whose number of valves was ≥ 1% of the total number of valves in the preparation. (D I - D IV denote stratigraphically distinguished zones).

This most probably indicates cooling of the environment accompanied by lowering of the water level and some increase in mineralization.

Zone DIV (~0–25 cal. yrs BP) — dominance belongs to planktonic-benthic *Tabellaria fenestrata* and benthic species *Staurosirella pinnata* and *Ulnaria ulna*. The proportion of benthic and planktonic-benthic valves continues to grow, mainly represented by alkali- and halophilic forms.

Probably these changes are associated with a decrease in lake water level, presumably due to warming but maintaining the same level of mineralization, along with an increase in shallow macrophyte beds.

3.2.2. Peyungda

The cluster analysis allowed to divide the diatom data from the lake's core into five zones (Fig. 3).

***DI Zone* (3686–4480 cal. yrs BP)** — The dominant species are planktonic-benthic forms due to *Tabellaria fenestrata* — a diatom that remains either dominant or subdominant throughout almost the entire core length. There is an increase in the proportion of *Aulacoseira muzzanensis* (planktonic-benthic, halophobic, arctic cosmopolitan species found in stagnant-streaming waters). In this zone, the share of *Discostella stelligera* remains consistently high, being subdominant at some depths within the zone. There is also an increase in the proportion of *Staurosira construens* Ehrenberg (planktonic-benthic species with moderate temperature requirements, alkaliphilous in stagnant-streaming waters, indifferent to salinity), as well as the subdominating species *Staurosira venter*. On the other hand, there is a decrease in the proportion of *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing (planktonic-benthic eurythermic acidophilic, halophobic species common in stagnant-streaming waters, cosmopolitan) and *Tabellaria quadriseptata* B.M.Knudson (planktonic-benthic acidophilic species characteristic for streaming waters, halophobic, cosmopolitan).

The proportion of *Ulnaria ulna* is gradually decreasing. Due to the increase in the share of *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen, this species moves into a position as a subdominant. Overall, the proportion of planktonic species increases up to maximum values for the zone. The proportion of *Aulacoseira subarctica* also rises to the level of a subdominant. However, there is a decrease in the proportion of *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (planktonic, cosmopolitan, alkalibiont of stagnant-streaming waters, indifferent to salinity), and *Aulacoseira valida*. Among benthic forms, an increase in the proportion of *Fragilaria distans* (Grunow) Bukhtiyarova (Grunow) Lange-Bertalot is noted. Towards the end of the zone, there is a spike in abundance of *Synedra famelica* Kützing (alkaliphilous of streaming waters, indifferent to salinity). There is also an increase in the proportion of small pennate diatom species from the complex *Staurosira sensu lato*. The proportion of *Staurosirella pinnata* reaches its maximum value for the zone, placing it in a subdominant position.

The area shows a tendency towards increased water mineralization, probably due to the decrease of lake level that may be caused by reduced inflow (i.e., precipitation levels) and decreased outflow, most likely because of stagnant conditions within the lake. The above indicates that the lake was presumably at a stage of being shallower and more mineralized.

Zone D II (2672–3686 cal.yrs. BP) — the proportion of planktonic species is lower than in the previous zone due to a sharp decline in *Aulacoseira ambigua*. The share of *A. valida* also decreases. There is an increase in the abundance of *A. granulata var. angustissima* and *Fragilaria vaucheriae*, reaching maximum values throughout the core. The appearance of *Cyclotella distinguenda* Hustedt has been noted (planktonic alkaliphile of streaming waters, cosmopolitan halophile). The percentage of *Ulnaria acus* (planktonic, cosmopolitan alkalibiont of stagnant-streaming waters indifferent to salinity) increases slightly. The proportion of planktonic-benthic species is higher compared to the previous zone with a noticeable rise in dominant species *Tabellaria fenestrata*. The fraction of *Discostella* declines relative to the preceding zone. The share of *Staurosira venter* grows up to subdominant positions along with *Staurosira construens*. The proportion of *Staurosira incerta* E.Morales (planktonic-benthic, cosmopolitan) decreases. A small peak in numbers of *Aulacoseira muzzanensis* occurs (planktonic-benthic, halofoob, arctic, cosmopolitan species of stagnant-streaming waters). An increase in the share of *Fragilariforma virescens* (Ralfs) D.M.Williams & Round takes place (planktonic-benthic neutrophil, cosmopolitan for stagnant waters, indifferent to salinity). Overall, the proportion of benthic species is lower than in the previous zone but their diversity increases. Notable increases are observed among the following benthic diatom species: *Fragilaria distans* (Grunow) Bukhtiyarova (Grunow) Lange-Bertalot, *Navicula radiosa* Kützing (benthic species of moderate temperature regime, cosmopolitan in stagnant-streaming waters, indifferent to salinity and pH). Subdominants include *Pseudostaurosira elliptica* and *Staurosirella pinnata*. The percentage of *Staurosira pseudoconstruens* (Marciniak) Lange-Bertalot (benthic boreal species of stagnant waters) drops from 1.67% to 0%. The share of *Ulnaria ulna* remains unstable and fluctuates across the zone.

This zone is characterized by an increase in the proportion of alkaliphilic species adapted to moderate temperatures of stagnant-streaming waters and indifferent to salinity, which might indicate an increase in lake level and formation of a moderate environmental temperature regime.

***Zone DIII* (≈2188–2672 cal. yrs BP)** — the proportion of planktonic species continues to decline. The share of *Aulacoseira ambigua* decreases, and in the middle of the zone there is a drop in the proportion of *Fragilaria vaucheriae*. There is some increase in the proportion of *Aulacoseira subarctica*. A significant increase occurs for *Cyclotella distinguenda*. There is also an increase in the proportion of *Aulacoseira valida*. An increase in the proportion of *Ulnaria acus* leads it to become a subdominant species. After falling at the bottom of the zone, the proportion of planktonic-benthic species increases again. The dominant species

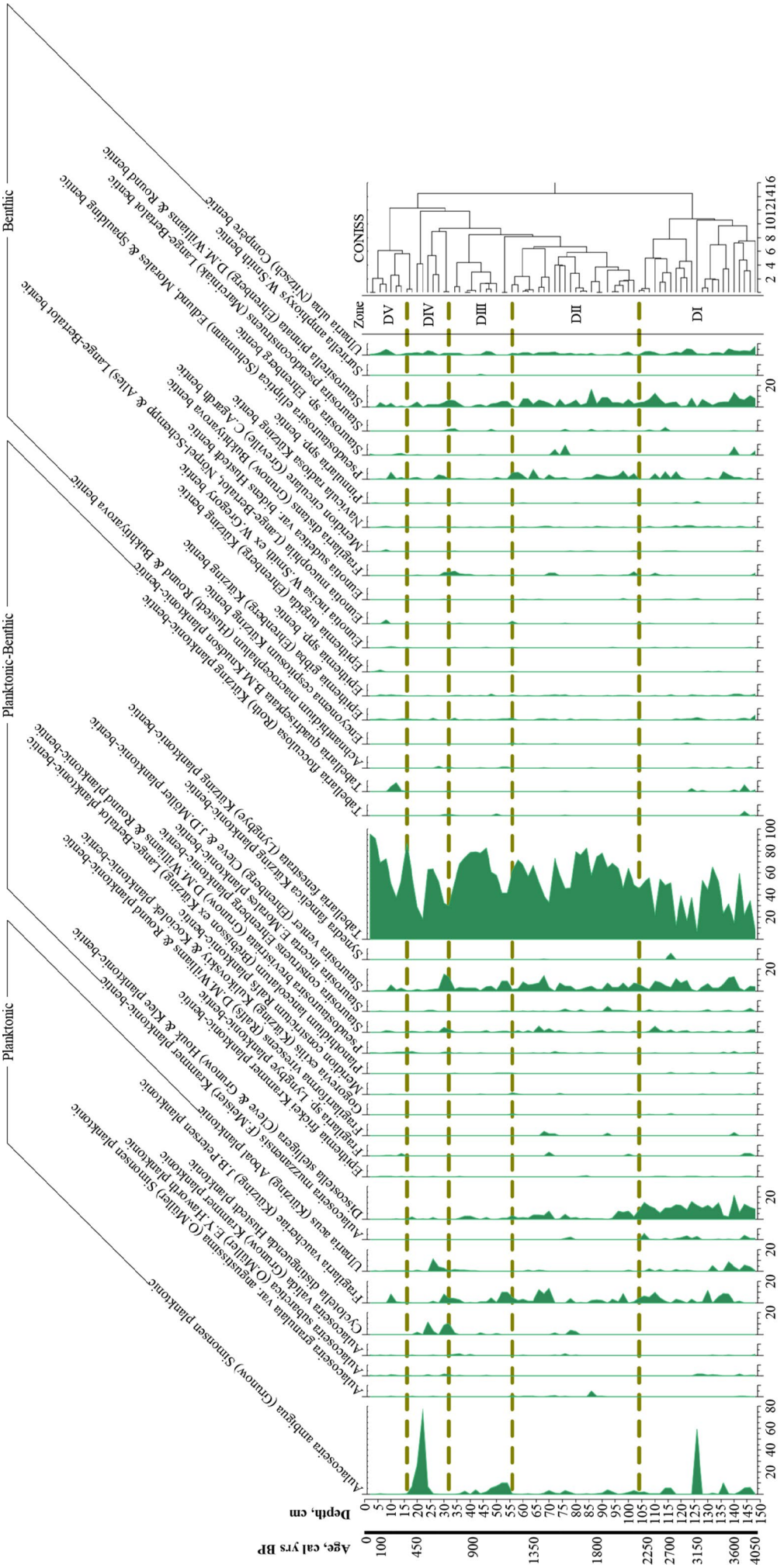


Fig.3. Distribution of diatom species in the bottom sediments of Lake Peyungda. Species with valve numbers constituting ≥ 1% of total valves are presented. (Zones D I–D V represent stratigraphically defined zones.).

Tabellaria fenestrata shows increased proportions while overall *Tabellaria* decreases. Both *Staurosira construens* and *S. venter* show increasing shares making them subdominants as well. The proportion of *Discostella stelligera* declines. Minor species begin to appear: *Gogorevia exilis* (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek (benthic eurythermal cosmopolitan indifferent to salinity found in stagnant-streaming waters), *Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot (benthic thermophilous cosmopolitan indifferent to salinity found in stagnant-streaming waters), *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D.M.Williams & Round (benthic alkaliphilous cosmopolitan indifferent to salinity found in stagnant-streaming waters). The proportion of *Staurosira incerta* E.Morales (planktonic-benthic cosmopolitan) decreases. Compared to the previous zone, benthic species are less represented with reduced proportions of *Staurosirella pinnata*. The proportion of *Fragilaria distans* increases. Proportions decrease for *Pseudostaurosira elliptica*, *S. pseudoconstruens*, and *Ulnaria ulna*. Other minor benthic species that emerge include *Achnanthidium macrocephalum* (Hustedt) Round & Bukhtiyarova (benthic cosmopolitan indifferent to both salinity and pH), *Eunotia incisa* W.Smith ex W.Gregory (benthic halophobic acidophilous cosmopolitan from streaming waters habitats), *Eu. muco-phila* (Lange-Bertalot, Nörpel-Schempp & Alles), and *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh (benthic alkaliphilous cosmopolitan from streaming waters indifferent to salinity). Increases occur for *Surirella amphioxys* W.Smith (benthic mesohaline alkaliphile).

The trend observed within this zone indicates an increase in water flow rate and reduction in mineralization levels.

Zone DIV (≈1458–2186 calibrated years BP) - the proportion of planktonic species reaches its maximum values in the entire core history due to an unprecedented increase in the share of *Aulacoseira ambigua*. The proportion of other planktonic species is negligible. The proportion of planktonic-benthic species decreases to minimum values throughout the core—the highest abundance belongs only to *Tabellaria fenestrata,* which was dominant in previous zones. The proportion of benthic species also decreases to their minimal values in the core except for *Staurosirella pinnata,* which proportion increases.

A trend towards a decrease in lake level and increased mineralization is observed within this zone.

Zone DV (≈0–1458 calibrated years BP) - the proportion of planktonic species declines to minimal values across the core—a total reduction is observed. The proportion of planktonic-benthic species achieves its maximum values over the whole core period. This increase is primarily attributed to an enhanced share of *Tabellaria fenestrata.* The proportions of all other species decline almost to zero levels. Only *Pseudostaurosira brevistriata* shows somewhat noticeable presence. The proportion of benthic species also drops to the lowest values recorded in the core's history.

An increase in eutrophication level of the water body is observed within this zone.

4. Discussion

4.1. Lake Zapovednoye

Zone DI

The dominance of valves belonging to the species *Tabellaria fenestrata*, a representative of oligotrophic diatom complex (Trifonova, 1990), may indirectly indicate water flow. Furthermore, prevalence of *T. fenestrata* is typical for small bodies of water (Slukovskiy et al., 2018). The appearance and dominance of benthic species *Staurosirella pinnata* reflects mixing of water, constant fluctuations in its level, and inflow of nutrients from catchment area (Melissa A. Watchorn et al., 2008). Decrease in proportion of this species' valves indicates stabilization of conditions related to incoming external water and its mixing capacity. After formation of stable high water levels we observe massive development of *Lindavia lemanensis*, reflecting xeno-oligosaprobic conditions established within the lake (Kagan, 2012).

Zone DII

Within this zone there are signs indicating increase in ambient temperature, evidenced by indicators such as *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* and their varieties (Trifonova, 1990; Stenina, 2009). Succession of species can also be traced here—from poor acidophilous and halophobic centric diatom phytoplankton towards diatoms preferring higher mineralization values, biogenic elements and pH. Massive growth of *Discostella stelligera* could be interpreted as an indicator of increasing trophicity (Trifonova, 1990). Also, emergence and progress in development of *Discostella stelligera* might be associated with change in pH since it prefers alkaline environment for its development (Camburn and Charles, 2000). Significant increase in proportion of *Discostella stelligera* valves could also relate to lowering of water level in the lake and increased mineralization amidst warming.

Zone DIII

Returning dominant positions of freshwater epiphyte *Tabellaria fenestrata* reflect processes of decreasing water level and formation of shallow-water zones overgrown with macrophytes (Patrick and Reimer, 1966). Adequate amounts of dissolved salts and biogenic elements stimulate development of benthic forms like *Staurosirella pinnata*, *Staurosira venter*, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Iconella tenera*. Continuous presence of cold-loving species *Diploneis parma* valves may reflect cooling processes (Lange-Bertlot and Fuhrmann, 2017).

Zone DIV

Probably all phenomena described within this zone result from warming, decrease in water level, slight increase in mineralization and pH values, along with intensified water mixing (Hausmann and Pienitz, 2009), which benefited development of *Staurosirella pinnata*. At the same time gradual reduction in proportion of *Tabellaria fenestrata* valves was observed, whose development reflects presence of macrophyte beds in shallow waters.

4.2. Lake Peyungda

Zone DI

The increase in the proportion of planktonic species due to a significant rise in the share of *Aulacoseira ambigua* that compared to its current state, the lake was likely at an earlier stage as a shallower and more mineralized water body (Davydova, 1985). The decrease in planktonic-benthic species such as *Tabellaria sensu lato* and *Ulnaria ulna* — which are fouling organisms (Barinova et al., 2006) — probably indicates a reduction in the volume of submerged substrate (including macrophytes) necessary for their development. An increased mineralization of the water body may also play a role by creating a barrier to the growth of these halophobic diatom species. A high proportion of *Discostella stelligera* could indicate stagnation in the lake and a trend towards eutrophication (Trifonova, 1990). An increase in small sewnless pennate species belonging to *Staurosira sensu lato* might suggest the formation of shallow-water areas along the coastal zone, resulting from a lowering of the water level.

Zone DII

An increase in the proportion of *Aulacoseira sensu lato* species is favored by continuous mixing of the water column, allowing them to remain within the photic zone (Ludikova et al., 2021). In the middle of this zone, there is an increase in fouler species adapted to stagnant-streaming waters: the halophobe *T. fenestrata* and alkaliphile *Fragilaria vaucheriae*. This likely indicates massive inflows of water into the lake and a decline in its mineralization levels. There is a spike in the proportion of planktonic halophilous species typical of streaming waters, namely *Cyclotella distinguenda*, suggesting an increase in biogenic substances entering the reservoir with incoming water flows and a prolonged vegetation period due to increasing alkalinity (Glezer et al., 1988). The ongoing rise in small seamless species of *Staurosira sensu lato* may reflect an increase in silty shoreline masses where these species preferentially develop (Davydova, 1985).

Zone DIII

A decrease in the proportion of *A. ambigua* may signify another transition of the lake from being a shallow, mineralized environment to becoming deeper. At the end of the previous zone, there was a sharp drop in planktonic-benthic species due to reduced proportions of *T. fenestrata*, but during this phase, it reverses itself—its proportion increases again, possibly because of enhanced water flow through the lake. The presence of riverine fouler *Meridion circulare* in deposits during this time serves as an indicator of intense water influx specifically from the Verknyaya Lakura River.

Zone DIV

The record-high increase in *Aulacoseira ambigua* most likely correlates with extensive shoaling of the lake. This could be attributed to a substantial reduction in water inflow, likely associated with rising temperatures and decreased precipitation. It is probable that this phenomenon is linked to global warming occurring around this time, referred to as the "*climatic optimum of early Middle Ages.*"

Zone DV

Although this zone begins with a return to mass biodiversity following the preceding period, the mid-zone sees a total increase in the proportion of halophobic foulers of stagnant-streaming waters (*T. fenestrata*) negating this process.

5. Conclusions

Based on the results of the study, several conclusions can be drawn.

5.1. Systematic part

The analysis of diatom algae flora in bottom sediments from two adjacent lakes — Zapovednoye and Peyungda — showed that both lakes have a similar diatom complex with a high degree of similarity (69%). However, there are also some differences. Lake Peyungda has more species of diatoms. Additionally, there is a difference in dominant composition: while in Lake Zapovednoye representatives of the *Staurosira sensu lato* complex dominate almost throughout the core, led by benthic *Staurosirella pinnata*, in Lake Peyungda planktonic-benthic diatom *Tabellaria fenestrata* dominates almost throughout the core. At the same time, it cannot be ruled out that this species was introduced into Lake Peyungda from the Verkhnyaya Lakura River.

5.2. Paleoecological part

When moving along the two cores, one can observe common trends in changes in species composition as soon as correlation between dating of the two columns begins.

1. The most noticeable trend is an increase in the proportion of *Tabellaria fenestrata* during modern times (*Zone DV* for Lake Peyungda and Zones DIV and *DIII* for Lake Zapovednoye). Considering that this diatom prefers streaming water bodies and is halophobic, it suggests increased flow rates in both lakes and reduced mineralization, which seems to be associated with global warming and melting permafrost ice underlying the location of the lakes during the current period.
2. Another significant trend relates to the diatom *Aulacoseira ambigua* and its increasing share during what is called the "climatic optimum" period (*Zone DIV* for Lake Peyungda and *Zone DII* for Lake Zapovednoye), i.e., when there was widespread temperature rise. It appears that at this stage of lake development, both lakes experienced decreased water levels and increased mineralization.

It is worth noting separately another point in the change of diatom species composition. According to the decision of the International Commission on Stratigraphy, since 2018, the Holocene period has been divided into three geological stages (epochs): Greenlandian, Northgrippian and Meghalayan (Martin

J. Head, 2019). It is reliably known that the beginning of the Meghalayan stage is associated with the onset of a prolonged drought around 2250 BC (Martin J. Head, 2019). The dating of bottom sediments from Lake Peyungda includes the year 2480 BC, thus covering the transition from the Northgrippian stage of the Holocene period to the Meghalayan stage.

Apparently, this transition marked by drought finds its reflection in the persistent increase in the number of thermophilic species of stagnant-streaming waters (*Aulacoseira ambigua*) preferring shallow mineralized water bodies. As well as species inhabiting stagnant waters (*Discotella stelligera*) preferring water bodies with high concentration of biogenic elements, i.e., nitrogen (N) and phosphorus (P) dissolved in water, which are indicators of increased productivity of water bodies (Rühland et al., 2003).

Final word

Despite the remoteness and inaccessibility of lakes in the taiga zone of the Tunguska Nature Reserve to human influence, the observed eutrophication process in modern times for oligotrophic lakes Zapovednoye and Peyungda is a direct consequence of anthropogenic factors (Zhuze et al., 1974; Davydova, 1985). This is primarily due to an increase in average global temperatures caused by climate warming leading to melting ice layers of permafrost underlying these lake locations.

Previous research comparing diatom algae communities from recent bottom sediments of Lake Cheko and Lake Zapovednoye with high similarity in species composition (67%), along with similar trends found in changes of diatom complexes identified during this study in Lakes Zapovednoye and Peyungda, indicates the need to continue studies focused on investigating diatom complexes in lakes with highly similar species compositions.

Acknowledgements

The work was supported by RSF grant No. 22-17-00185 (extension), https://rscf.ru/en/project/22-17-00185.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. Biodiversity of algae-indicators of the environment. Tel Aviv: Pilies Studio Press.

Bolobanschikova G.N., Palagushkina O.V., Rogozin D.Yu. 2023. Species composition of diatom algae in modern bottom sediments of lakes on Central Tunguska plateau, Evenkia. Siberian Ecological Journal 30(2): 119–135. DOI: 10.15372/SEJ20230202

Camburn K.E., Charles D.F. 2000. Diatoms of Low-Alkalinity Lakes in the Northeastern United States Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Special Publication 18.

Davydova N.N. 1985. Diatoms — Indicators of Natural Conditions of Water Bodies in the Holocene. Nauka: Saint Petersburg.

Genkal S.I., Kulikovsky M.S., Mikheeva T.M. et al. 2013. Diatom Algae of River Svistlouch and its Reservoirs Plankton. Moscow: Nauchny Mir Publ.

Glezer Z.I., Karaeva N.I., Makarova I.V. et al. 1988. Classification of diatom algae. In: Makarov I.V. (Ed.). Diatom Algae of USSR (fossil and extant species). Vol. 2, Issue 1. Leningrad: Nauka Publ., pp. 31–35.

Grimm E. 2004. Tilia software 2.0.2. Springfield, Illinois State Museum Research and Collection Center.

Guiry M.D., Guiry G.M. 2025. AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. URL: https://www.algaebase.org (searched on 1 August 2025)

Hausmann S., Pienitz R. 2009. Seasonal water chemistry and diatom changes in six boreal lakes of the Laurentian Mountains (Que´bec, Canada): impacts of climate and timber harvesting. Hydrobiologia 635: 1–14. DOI: 10.1007/s10750-009-9855-0

Daryin A.V., Rogozin D.Yu., Meidus A.V. et al. 2020. Traces of the Tunguska event of 1908 in lake Zapovednoye bottom sediments according to scanning XRF data. Doklady Earth Sciences 492(2): 61–65.

Zhuze A.P., Proshkina-Lavrenko A.I., Sheshukova-Poretskaya V.C. 1974. Research methodology. In: Glezer Z.I., Zhuze A.P., Makarova I.V. et al. (Eds.), Diatoms of the USSR (fossil and modern). V. 1. Leningrad :Nauka, pp. 50–79.

Kagan L.Ya. 2012. Diatom Algae of Euro-Arctic Region. Annotated Collection. Apatity: Publishing House of KSC RAS.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986–1991. Bacillariophyceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. et al. (Eds.), SüßwasserfloravonMitteleuropa, Vol.2. (T.1–4). Stuttgart/Jena: Gustav Fischer Verlag.

Kützing F.T. 1844. Die kieselschaligen Bacillarien oder Diatomeen. Nordhausen.

Lange-Bertalot H. 2001. Diatoms of Europe: diatoms of the European inland waters and comparable habitats. Navicula sensu stricto. 10 Genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia. A.R.G. Gantner Verlag. K.G., Vol. 2.

Lange-Bertlot H., Fuhrmann A. 2017. Diploneis lecohuiana sp. nov., D. fereparma sp. n. and D. parma Cleve: rare diatoms (Bacillariophyta) in Central European freshwater. Nova Hedwigia Beiheft 146: 33–42.

Ludikova A.V., Baumer M., Fyodorov G.B. et al. 2021. Paleolimnology of Lake Bol'shoy Shchuchey (Polar Urals) during Late Pleistocene-Holocene based on diatom analysis. In: Proceedings of the Second All-Russian Scientific Conference "Ways of Evolution and Geography" dedicated to memory of Professor A.A. Velichko, Moscow, pp. 202–206.

Martin J., Head. 2019. Formal subdivision of the Quaternary System/Period: Present status and future directions. Quaternary International 500: 32–51. DOI: 10.1016/j.quaint.2019.05.018

Novikov V.S., Daryin A.V., Rogozin D.Yu. 2023. Possible trace of catastrophic Tunguska event of 1908 in Peuyunga Lake bottom sediments as revealed by scanning micro-XRF: scientific publication. In: Minerals: Structure, Properties, Research Methods: Materials of the XIII All-Russian Young Scientists' Conference (Yekaterinburg, May 29-June 2, 2023). Yekaterinburg: Institute of Geology and Geochemistry UB RAS, pp. 222–223.

Patrick R.M., Reimer C.W. 1966. The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii, V. 1 Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 13.

Rogozin D.Yu., Daryin A.V., Kalugin I.A. et al. 2017. Assessment of sedimentation rate in Lake Cheko (Evenkia, Siberia): new insights into the problem of the 1908

Tunguska phenomenon. Reports of Russian Academy of Sciences. Earth Sciences 476(6): 685–687. DOI: 10.7868/S0869565217300181

Rogozin D.Yu., Krylov P.S., Dautov A.N. et al. 2023. Morphology of Lakes at Central-Tunguska Plateau (Krasnoyarsk Territory, Evenkia): new findings regarding the problem of the 1908 Tunguska catastrophe. Reports of Russian Academy of Sciences. Earth Sciences 510(1): 81–85. DOI: 10.31857/S2686739722602861

Rogozin D.Y., Nazarova L.B., Rudaya N.A. et al. 2025. Tracking Late Holocene climate change and the 1908 Tunguska impact event from lake sediments in Central Siberia. Quaternary Research 125: 1–19. DOI: 10.1017/qua.2024.35

Rühland K., Priesnitz A., Smol J.P. 2003. Paleolimnological Evidence from Diatoms for Recent Environmental Changes in 50 Lakes across Canadian Arctic Treeline. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 35: 110–123.

Slukovskiy Z.I., Shelehova T.S., Syroezhko E.V. 2018. Response of small-lake diatom flora to heavy metal pollution under urbanized conditions in Republic of Karelia. Vestnik SPbGU. Earth Sciences 63(1): 103–124. DOI: 10.21638/11701/spbu07.2018.106

Sorensen T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Biologiske Skrifter 5: 1–34.

Stenina A.S. 2009. Diatom Algae (Bacillariophyta) in Lakes of Eastern Bol’shezemelskaya Tundra. Syktyvkar.

Trifonova I.S. 1990. Ecology and Succession of Lake Phytoplankton. Leningrad: Nauka Publ.

Watchorn M.A., Hamilton P.B., Anderson T.W. 2008. Diatoms and pollen as indicators of water quality and land-use change: a case study from the Oak Ridges Moraine, Southern Ontario, Canada. Journal of Paleolimnology 39: 491–509. DOI: 10.1007/s10933-007-9126-x

Zabelina M.M., Kiselev I.A., Proshkina-Lavrenko A.I. et al. 1951. Guide for identification of freshwater algae of the USSR. Volume 4. Diatom algae. Moscow: Soviet Science Publ.

Оригинальная статья
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Диатомовые водоросли позднеголоценовых отложений озёр Пеюнгда и Заповедное (Эвенкия, Россия)

Болобанщикова Г.Н.[1]*, Рогозин Д.Ю.[1,2]

[1] *Обособленное подразделение Федерального исследовательского центра КНЦ СО РАН, «Институт биофизики Сибирского отделения Российской академии наук» (ИБФ СО РАН) улица Академгородок, 50/50, Красноярск, 660036, Россия*
[2] *Сибирский Федеральный Университет, пр. Свободный, 79, Красноярск, 660041, Россия*

АННОТАЦИЯ. В рамках биостратиграфического исследования в таежной зоне юга Эвенкии (Красноярский край, Россия) на территории государственного природного заповедника «Тунгусский» с целью реконструкции палеоэкологических условий региона и в качестве продолжения комплексного исследования альгоценозов диатомовых водорослей в донных отложениях различных водоёмов страны, начатых диатомологами ещё в первой половине прошлого столетия в СССР, проведён анализ диатомового сообщества позднеголоценовых отложений озёр Пеюнгда и Заповедное. В общей сложности выявлено 248 таксонов, рангом ниже рода, относящихся к 66 родам и 27 семействам. Выявлены сходства и различия в составе диатомового альгоценоза донных отложений озёр Заповедного и Пеюнгда. Степень сходства видового состава оказалась высокой – 69%. Обнаружены общие тренды в развитии озёр, соответствующие одинаковым временным рамкам. В озере Пеюнгда, датировка которого охватывает почти 4.5 тысячи лет, найдено отражение начала мегхалайского яруса голоценовой эпохи, приуроченного к возникновению продолжительной засухи примерно в 2250 году до нашей эры путём стойкого увеличения численности теплолюбивых видов стояче-текучих *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen и вида стоячих вод *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, таксономия, палеореконструкция, палеоэкология, голоценовые отложения

Для цитирования: Болобанщикова Г.Н., Рогозин Д.Ю. Диатомовые водоросли позднеголоценовых отложений озёр Пеюнгда и Заповедное (Эвенкия, Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 804-823. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-804

1. Введение

На протяжении двух последних десятилетий активно исследуется малоизученный в плане биостратиграфии северо-восток Красноярского края, а именно – Эвенкийский район, в т.ч. территория Государственного природного заповедника «Тунгусский», где вдоль течения местных рек (Подкаменя Тунгуска, Верхняя Лакура, Кимчу) расположено множество небольших, в основном глубоководных озер, сходных по морфологии и происхождению (Рогозин и др., 2017; Рогозин и др., 2023).

Ранее, путем анализа верхних 5 см кернов этих водоёмов (Болобанщикова и др., 2023), детально были изучены и подвергнуты сравненною диатомовые комплексы современных донных отложений озер Заповедное и Чеко. Помимо этого, проведено масштабное мульти-прокси исследование керна донных отложений озера Заповедное (Rogozin et al., 2025). В частности проанализировано изменение в видовом составе диатомового сообщества на протяжении всего керна, датировка которого включает в себя период более 2 тысяч лет. В данном исследовании проведен анализ диатомового сообщества донных отложений озера Пеюнгда, датировка которого включает в себя примерно 4.5 тысячи лет, и сравнение его с диатомовым сообществом донных осадков озера Заповедное, выявление сходства, различий и общих тенденций в изменении видового состава диатомей.

2. Материалы и методы

Озеро Заповедное (60˚31.688′ СШ, 101˚43.740′ ВД) - небольшой водоем, почти круглой формы, диаметром около 500 м, расположенный на гра-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: galina.ibp@mail.ru (Г.Н. Болобанщикова)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

нице Государственного природного заповедника «Тунгусский» (Эвенкийский район Красноярского края), в 60 км от поселка Ванавара, и приблизительно в 60 км к югу от озера Чеко (Болобанщикова и др., 2023; Рогозин и др., 2017) предполагаемого эпицентра взрыва 1908 г. Максимальная глубина озера около 60 м. Озеро Пеюнгда (60°37.174′ СШ 101°38.442′ ВД) также имеет почти правильную округлую форму, диаметром около 600 м, и расположено в 12 км к северо-западу от оз. Заповедное. Максимальная глубина озера приблизительно 35 м. Через оба озера протекает небольшая река Верхняя Лакура (Рис. 1), приток реки Подкаменная Тунгуска (Рогозин и др., 2017; Рогозин и др., 2023). Оба озера ультрапресные – минерализация верхних слоёв не превышает 40 мг/л, ко дну увеличивается до 90 мг/л. Реакция среды близка к нейтральной - pH 6.7. Керн донных отложений оз. Заповедное был отобран в июле 2018 г., а оз. Пеюнгда - в сентябре 2022 г.

Керны отбирали в центральной глубоководной части озер в точках с вышеуказанными координатами с помощью гравитационного пробоотборника UWITEC (Австрия) со съемной пластиковой трубой диаметром 90 мм. Использовали прозрачную трубу, поэтому граница «вода-дно» была отчетливо видна невооруженным глазом. Следовательно, исключена возможность потери или разрушения верхних слоев донных отложений. После транспортировки в лабораторию в вертикальном положении каждую трубу разрезали вдоль и разделяли пополам на две продольные «D-секции» с помощью двух тонких пластин из нержавеющей стали, вставленных в разрез. После разделения керна, пластины удалялись сдвигом в поперечном направлении, что позволяло сохранить ненарушенными поверхности разреза с видимыми горизонтальными слоистыми неоднородностями. Затем делались серии цветных фотографий кернов с закрепленной миллиметровой линейкой, после чего керны разделялись на поперечные образцы (слайсы) с шагом для оз. Заповедное с шагом в 1 см, а для оз. Пеюнгды в 2 см. Образцы донных отложений, отобранные из каждого слайса, проходили пробоподготовку и техническую обработку на диатомовый анализ по отработанной ранее методике видоизмененной водяной бани с использованием 30% H_2O_2 (Болобанщикова и др., 2023). Постоянные препараты готовились с применением высокопреломляющей смолы Naphrax. Подсчёт створок диатомовых проводился методом параллельных трансект до 500 створок в верхних образцах и до 300 створок в толще керна (Давыдова, 1985). Для построения диаграмм качественного и количественного состава диатомовых в донных отложениях, а также для кластерного анализа использовали Tilia Software 3.0.3 (Grimm, 2004). Для определения видовой принадлежности диатомовых использовали устоявшийся набор определителей и систематических сводок (Kützing, 1884; Забелина и др., 1951; Krammer et al., 1986-1991; Lange-Bertalot, 2001). При составлении систематического списка использована общепринятая в России классификация диатомовых водорослей (Глезер и др., 1988), с учетом последних ревизий (Генкал и др., 2013; Guiry, 2025 from http://www.algaebase.org/browse/taxonomy/?id=77640). Эколого-географическая характеристика давалась по отношению к местообитанию, солености, pH воды, по географическому распространению и реофильности (Баринова и др., 2006).

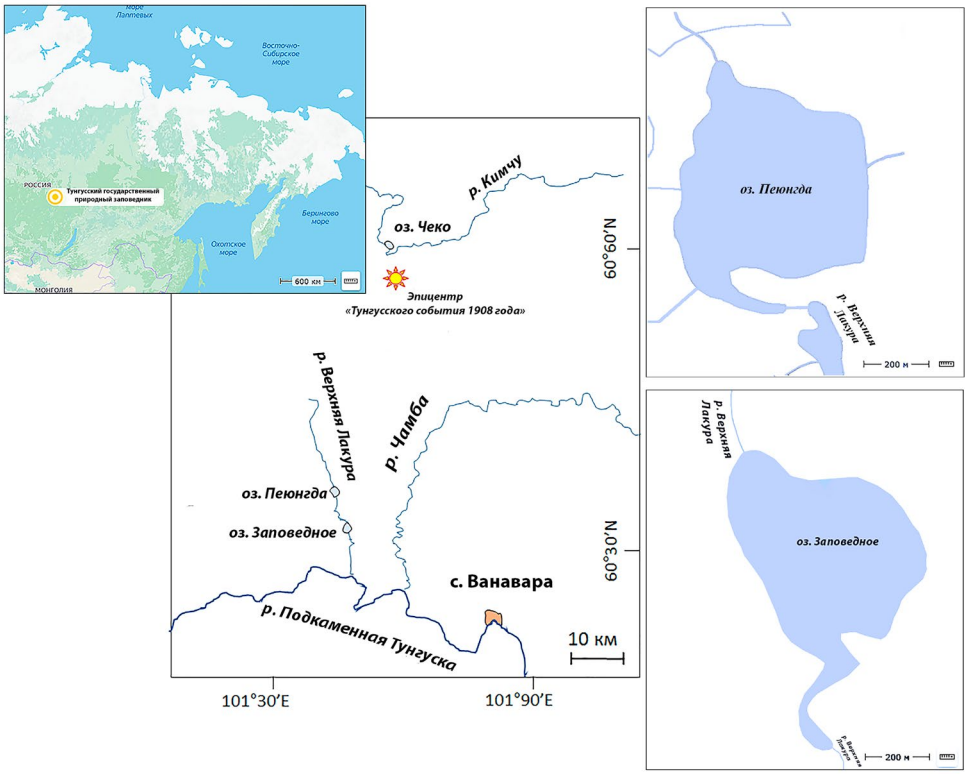


Рис.1. Карта-схема области исследования. Территория Тунгусского государственного природного заповедника (Центрально-Тунгусское плато, Восточная Сибирь, Россия). Особенности географического ландшафта в местах расположения объектов изучения - озёр Заповедное и Пеюнгда.

Оценка степени сходства видового состава диатомовых комплексов в исследуемых озерах вычислялась по формуле:

$$K = \frac{2c}{a+b} \times 100\%,$$

где K – коэффициент индекса степени сходства, a и b – число видов в озерах a и b, c – число сходных видов (Sorensen, 1948).

Датировка отложений основана на ранее опубликованных оценках скорости накопления донных отложений в 1.6 мм год$^{-1}$ для озера Заповедное (Дарьин и др., 2020) и в 0.81 мм в год$^{-1}$ для озера Пеюнгда (Новиков и др., 2023).

3. Результаты

3.1. Систематическая часть

В донных отложениях озёр Заповедное и Пеюнгда было обнаружено 248 таксонов диатомовых водорослей рангом ниже рода, относящихся к 27 семействам и 66 родам (Прил. 1). Среди них есть виды, встречающиеся как в обоих озёрах, так и виды, обнаруженные только в оз. Заповедное или только в оз. Пеюнгда. Степень сходства видового состава диатомовых комплексов в исследуемых озерах оказалась высокой - 69%.

В донных осадках обоих озёр преобладают створки планктонно-бентосных космополитных видов, предпочитающих щелочную реакцию среды. В отличие от озера Заповедное, где створки диатомовых в основной массе относятся к видам, индифферентным по отношению к течению воды и солёности, в озере Пеюнгда, ввиду беспрецедентной массовости доли вида *Tabellaria fenestrata* (Lyngbye) Kützing (до 95%), основная масса приходится на галофобные и проточные виды.

3.2. Палеоэкологическая часть

В количественном отношении состав диатомовых комплексов озёр Заповедное и Пеюнгда обладал неоднородностью и претерпевал за историю развития водоёмов неоднократные изменения.

3.2.1. Озеро Заповедное

Кластерный анализ позволил разделить данные диатомового анализа колонки озёра на 4 зоны (Рис. 2).

Зона D I **(≈1150-2200 калиброванных лет назад** (далее: **кал. л.н.**)) - в пределах выделенной зоны преобладают створки планктонно-бентосных видов с доминированием *Tabellaria fenestrata* (планктонно-бентосный галофоб, космополит стояче-текучих вод, нейтральный по отношению к pH-среде). Несмотря на минимальное количество бентосных диатомовых в этой зоне, массовым видом можно также указать *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) D.M.Williams & Round (бентосный галофил стояче-текучих вод, алкалифильный космополит умеренного температурного режима). В целом в зоне наблюдается тенденция на увеличение планктонных диатомовых, что выливается в максимальные для них значения, в т.ч. благодаря выход с позиции субдоминанта до доминирующего и максимальных значений для керна *Lindavia lemanensis* (Chodat) T.Nakov et al. При этом снижается доля створок мелких пенатных диатомовых комплекса *Staurosira sensu lato - Staurosira venter* (Ehrenberg) Cleve & J.D.Möller (планктонно-бентосный, теплолюбивый вид алкалифил, космополит стояче-текучих вод), *Pseudostaurosira elliptica* (Schumann) Edlund, Morales & Spaulding (бентосный космополит). По отношению к солености воды преобладают створки галофобных и индифферетных видов. По отношению к pH среды в B нижней части зоны преобладают виды, предпочитающие щелочную среду, в верхней части зоны увеличивается число ацидофильных видов. Отмечается присутствие *Diploneis parma* Cleve (бентосный, холодолюбивый алкалифил, голарктический вид, индифферентный по отношению к солёности). Для зоны характерный космополитные виды, с некоторым включением створок аркто-альпийских видов, например *Aulacoseira valida* (Grunow) Krammer (планктонный алкалибионт, индиффирентный по отношению солёности).

Вышеописанное скорее всего свидетельствует об увеличении проточности водоёма, повышении уровня озера и уменьшении его минерализации, сопряженное с появлением зон мелковидий с более кислой и минерализованной средой.

Зона D II **(≈435-1150 кал. л.н.)** – резко снижается доля доминантного галофобного вида *Tabellaria fenestrata*. Постепенно увеличивается доля створок галофильных и предпочитающих щелочную реакцию среды видов,возрастает доля бентосных видов: *Staurosirella pinnata* становится доминантным видом, возрастает доля доля *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (планктонный, космополит, алкалибионт стояче-текучих вод, индифферентный по отношению к солёности). Увеличивается доля *Aulacoseira ambigua* (планктонный, космополит, алкалифил стояче-текучих вод, индифферентный по отношению к солёности), *A. granulata* var. *angustissima* (O.Müller) Simonsen (планктонный вид умеренного температурного режима, стояче-текучих вод, космополитный алкалифил, индифферентный к солёности), *A. subarctica* (O.Müller) E.Y.Haworth (планктонный алкалибионт, стояче-текучих вод, арктический космополит, индифферентный к солёности). Также увеличивается доля планктонного эпифита - *Fragilaria vaucheriae* (Kützing) J.B.Petersen (планктонный, космополит, алкалифил). В верхней части зоны происходит достигает своего максимального развития на протяжении всего керна *Discostella stelligera* (планктоннно-бентосный космополит стоячих вод, индифферентный по отношению к солёности и pH).

Скорее всего можно говорить о повышении продуктивности в озере при постоянно высоком уровне воды.

Зона D III **(≈25-435 кал. л.н.)** - отмечается рост доли створок планктонно-бентосных видов, снова с доминированием, хотя и не в таком объеме

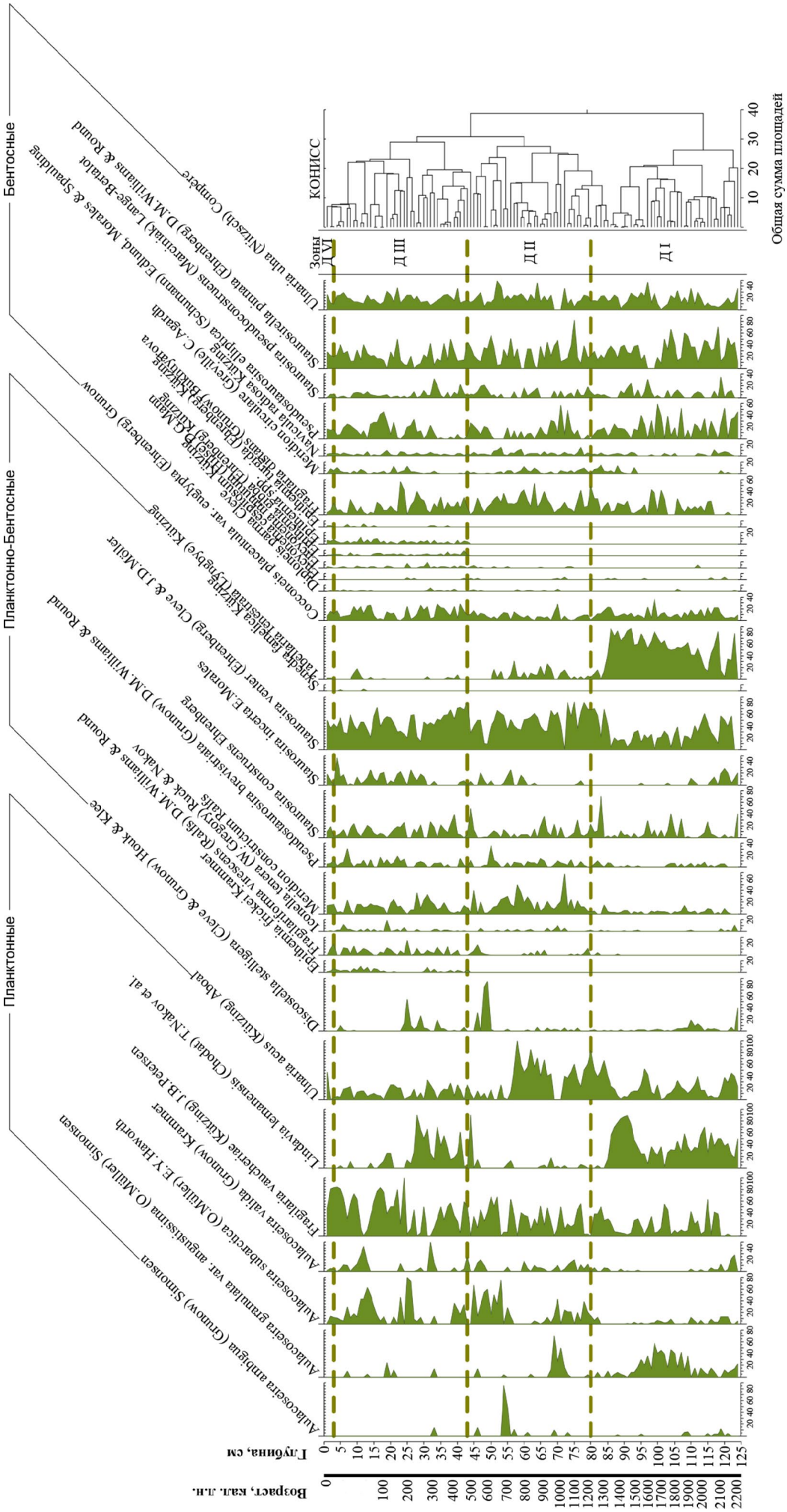


Рис.2. Распределение диатомовых водорослей в донных отложениях озере Заповедное. Представлены виды, число створок которых составляло ≥ 1 % от общего числа створок в препарате. (Д I - Д IV обозначены стратиграфически-выделенные зоны).

как в *Зоне DI, Tabellaria fenestrate*. Возрастает доля *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow (планктонно-бентосный алкалифил умеренных широт, индифферентный по отношению к солёности, космополит стояче-текучих вод), *Iconella tenera* (W.Gregory) Ruck & Nakov (планктонно-бентосный алкалифил стоячих вод, космополит, индифферентный по отношению к солёности), *Staurosira venter* и бентосных видов с доминантами *Staurosirella pinnata*, *Ulnaria ulna*, из планктонных-эпифитных сохраняет свои позиции на уровне субдоминанта *Fragilaria vaucheriae*. Отмечается постоянное присутствие створок холодолюбивого вида *Diploneis parma*. В целом зона характеризуется преобладанием галофильных видов, предпочитающих слабощелочные условия среды.

Указанное выше скорее всего свидетельствует о похолодании окружающей среды, сопряженное с понижением уровня воды и некоторым повышением минерализации.

***Зона DIV* (≈0-25 кал. л.н.)** - в зоне доминируют планктонно-бентосная *Tabellaria fenestrate* и бентосные *Staurosirella pinnata* и *Ulnaria ulna*. Продолжается рост доли створок бентосных и планктонно-бентосных, преимущественно алкалифилов и галофилов.

Вероятно, вышеуказанные изменения связаны с понижением уровня воды в озере, скорее всего на фоне потепления, при сохранении уровня минерализации, и увеличения числа мелководных зарослей макрофитов.

3.2.2. Пеюнгда

Кластерный анализ позволил разделить данные диатомового анализа колонки озера на 5 зон (Рис. 3).

***Зона DI* (≈3686-4480 кал. л.н.)** - основную массу составляет планктонно-бентосные виды благодаря *Tabellaria fenestrata* – диатомовой, которая на протяжении практически всего керна является либо доминирующим видов, либо субдоминантом. Увеличивается доля *Aulacoseira muzzanensis* (F.Meister) Krammer (планктонно-бентосный, галофоб, арктический, космополитный вид стояче-текучих вод). Стабильно высокой в зоне остаётся доля *Discostella stelligera*, субдоминанирующая на некоторых глубинах в зоне. Увеличивается доля *Staurosira construens* Ehrenberg (планктонно-бентосный вид умеренного температурного режима, алкалифил стояче-текучих вод, индифферентный к солёности) и суддоминирующего вида *Staurosira venter*. Уменьшается доля *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing (планктонно-бентосный, эвритермный ацидофил, галофоб стояче-текучих вод, космополит) и *Tabellaria quadriseptata* B.M.Knudson (планктонно-бентосный ацидофил проточных вод, галофоб, космополит).

Доля *Ulnaria ulna* постепенно снижается. Благодаря возрастанию доли *Aulacoseira ambigua* вид выходит на позиции субдоминант. В целом, доля планктонных видов увеличивается до максимальных значений для зоны. Увеличивается доля *Aulacoseira subarctica* до позиции субдоминанта. Однако уменьшается доля *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (планктонный, космополит, алкалибионт стояче-текучих вод, индифферентный по отношению к солёности) и *Aulacoseira valida*. Среди бентосных отмечается увеличение доли *Fragilaria distans* (Grunow) Bukhtiyarova (Grunow) Lange-Bertalot. Ближе к концу зоны отмечается всплеск численности *Synedra famelica Kützing* (алкалифил проточных вод, индифферентный к солёности). Увеличивается доля мелких пеннатных диатомовых комплекса *Staurosira sensu lato*. Доля *Staurosirella pinnata* увеличивается до максимальных значений для зоны, выводя её на позиции субдоминанта.

В зоне наблюдается тенденция к увеличению минерализации воды, вероятно за счёт уменьшения уровня водоёма, которое возможно вызвано уменьшением притока воды(=уровня осадков)и уменьшению проточности, скорее всего из-за стагнации условий в озере. Вышеперечисленное говорит о том, что озеро, скорее всего, находилось на стадии более мелкого и более минерализованного водоёма.

***Зона DII (≈2672-3686 кал. л.н.)* -** доля планктонных видов ниже, чем в предыдущей зоне из-за резкого уменьшения доли *Aulacoseira ambigua*. Доля *A.valida* также снижается. Увеличивается доля *A. granulata* var. *angustissima* и *Fragilaria vaucheriae*, достигающая максимальных значений на протяжении всего керна. Отмечено появление *Cyclotella distinguenda* Hustedt (планктонный алкалифил проточных вод, космополитный галофил). Несколько увеличивается доля *Ulnaria acus* (планктонный, космополит, алкалибионт стояче-текучих вод, индифферентный по отношению к солёности). Доля планктонно-бентосных видов выше, чем в предыдущей зоне - заметно возрастает доля доминирующего вида *Tabellaria fenestrata.* Доля *Discostella* снижается по сравнению с предыдущей зоной. Увеличивается доля *Staurosira venter* до позиций субдоминанта и *Staurosira construens*. Доля *Staurosira incerta* E.Morales (планктонно-бентосный, космополит) уменьшается с Отмечен небольшой всплеск численности *Aulacoseira muzzanensis* (планктонно-бентосный, галофоб, арктический, космополитный вид стояче-текучих вод). Увеличивается доля *Fragilariforma virescens* (Ralfs) D.M.Williams & Round (планктонно-бентосный нейтрофил, космополит стоячих вод, индифферентный по отношению к солёности). В целом доля бентосных видов ниже, чем в предыдущей зоне, однако увеличивается их разнообразие. Отмечается увеличение доли следующих бентосных диатомовых: *Fragilaria distans* (Grunow) Bukhtiyarova (Grunow) Lange-Bertalot, *Navicula radiosa* Kützing (бентосный вид умеренного температурного режима, космополит стояче-текучих вод, индифферентный по отношению к солености и pH). На позиции субдоминантов выходят *Pseudostaurosira elliptica* и *Staurosirella pinnata*. Уменьшается доля *Staurosira pseudoconstruens* (Marciniak) Lange-Bertalot (бентосный, бореальный вид стоячих вод) с 1.67% до 0%. Доля *Ulnaria ulna* нестабильна и колеблется на протяжении зоны.

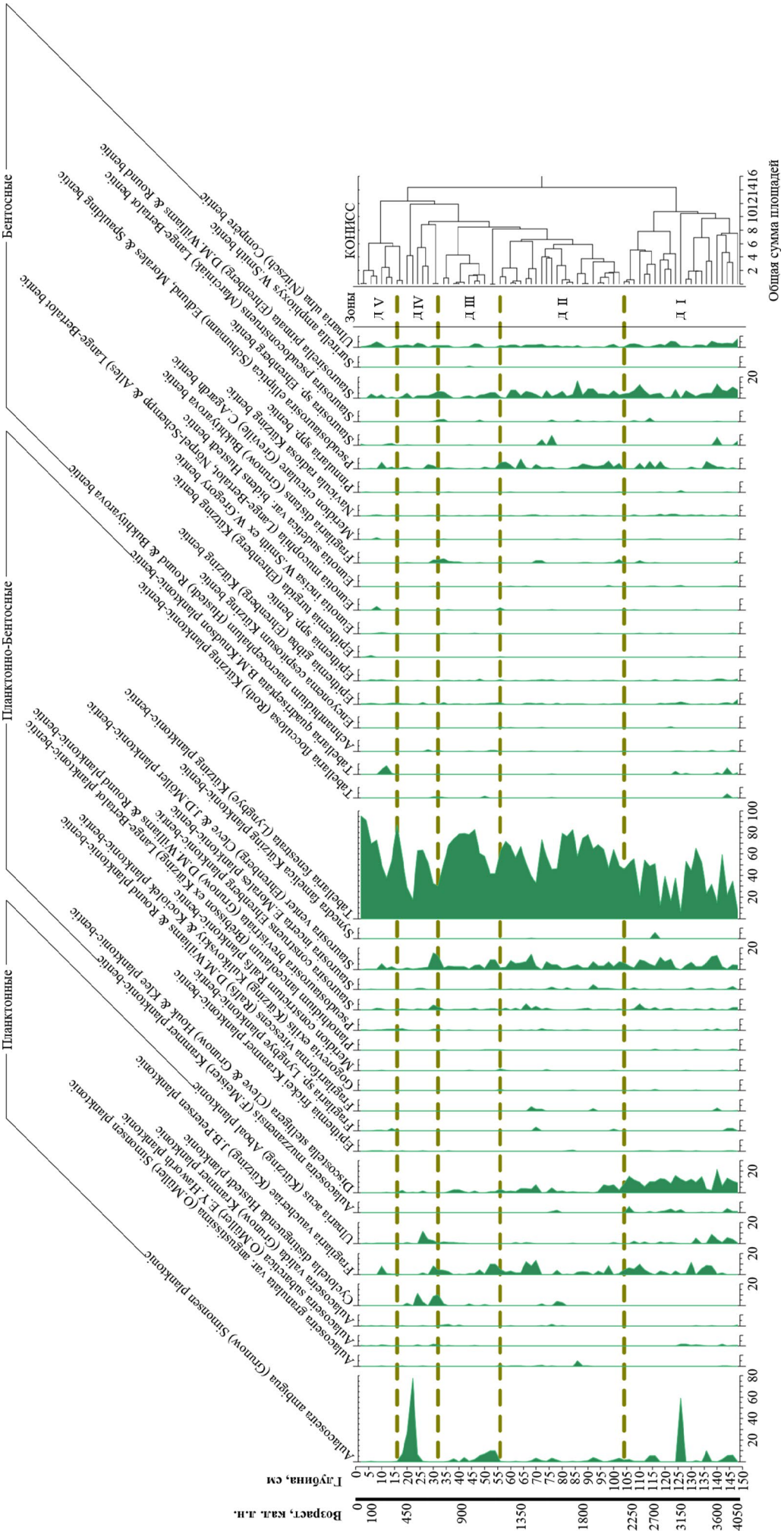


Рис.3. Распределение диатомовых водорослей в донных отложениях озере Пеюнгда. Представлены виды, число створок которых составляло ≥ 1 % от общего числа створок в препарате. (Д I – Д V обозначены стратиграфически-выделенные зоны).

Зона характеризуется увеличением доли алкалифильных видов, умеренного температурного режима стояче-текучих вод, индифферентных по отношению к солёности, что может свидетельствовать об увеличения уровня озера и установлении умеренного температурного режима окружающей среды.

Зона DIII (≈2188-2672 кал. л.н.) - доля планктонных продолжает снижаться. Уменьшается доля *Aulacoseira ambigua*, в середине зоны отмечается проседание в доли *Fragilaria vaucheriae*. Несколько подрастает доля *Aulacoseira subarctica*. Существенно увеличивается доля *Cyclotella distinguenda*. Несколько увеличивается доля *Aulacoseira valida*. Увеличивается доля *Ulnaria acus*, выходя на позиции субдоминанта. Доля планктонно-бентосных видов повышается после падения внизу зоны. Увеличивается доля доминирующего вида *Tabellaria fenestrata*. Доля *Tabellaria* уменьшается. Увеличивается доля *Staurosira construens* и *St. venter* делая его субдоминантом. Уменьшается доля *Discostella stelligera*. Проявляют себя минорные виды: *Gogorevia exilis* (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek (бентосный, эвритермный вид стояче-текучих вод, алкалифильный космополит, индифферентный к солёности), *Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot (бентосный, теплолюбивый вид стояче-текучих вод, алкалифильный космополит, индифферентный к солёности), *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D.M.Williams & Round (бентосный, алкалифильный космополит стояче-текучих вод, индифферентный к солёности). Уменьшается доля *Staurosira incerta* E.Morales (планктонно-бентосный, космополит). Доля бентосных видов уменьшается по сравнению с предыдущей зоной. Уменьшается доля *Staurosirella pinnata*. Доля *Fragilaria distans* увеличивается. Уменьшается доля *Pseudostaurosira elliptica*, *St. pseudoconstruens* и *Ulnaria ulna*. Также проявляют себя некоторые бентосные минорные виды *Achnanthidium macrocephalum* (Hustedt) Round & Bukhtiyarova (бентосный, индифферентный по отношению к солёности к pH космополит), *Eunotia incisa* W.Smith ex W.Gregory (бентосный галофоб проточных вод, ацидофильный космополит), *Eu. mucophila* (Lange-Bertalot, Nörpel-Schempp & Alles) и *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh (бентосный алкалифил проточных вод, комополит, индиффирентный к солёности). Отмечается увеличение доля *Surirella amphioxys* W.Smith (бентосный, мезагалобный алкалифил).

В зоне наблюдается тенденция к увеличению проточности водоёма и уменьшению его минерализации.

Зона DIV (≈1458- 2186 кал. л.н.) - доля планктонных видов достигает своих максимальных значений в истории всего керна благодаря беспрецедентному увеличению доли *Aulacoseira ambigua*. Доля прочих планктонных видов незначительна. Доля планктонно-бентосных видов снижается до минимальных значений во всём керне – максимальная численность присуща только доминанту предыдущих зон *Tabellaria fenestrata*. Доля бентосных видов также снижается до своих минимальных значений в керне за исключением вида *Staurosirella pinnata*, чья доля увеличивается.

В зоне наблюдается тенденция к уменьшению уровня озера и увеличения минерализации.

Зона DV (≈0-1458 кал. л.н.) - доля планктонных снижается до минимальных значений в керне - наблюдается тотальное их снижение. Доля планктонно-бентосных достигает своих максимальных значений на протяжении всего керна. Основной прирост доли планктонно-бентосных видов происходит за счёт увеличения доли *Tabellaria fenestrata*. Доля всех прочих видов снижается практически до нулевых значений. Более-менее заметна доля *Pseudostaurosira brevistriata*. Доля бентосных видов также снижается до минимальных значений в истории керна.

В зоне наблюдается рост уровня эвтрофикации водоёма.

4. Обсуждение

4.1. Озеро Заповедное

Зона D I

Доминирование створок вида *Tabellaria fenestrata* – представителя олиготрофного диатомового комплекса (Трифонова, 1990) может косвенно указывать на проточность воды. Кроме того, преобладанием створок *T. fenestrata* характерно для небольших водоемов (Слуковский и др., 2018). Появление и доминирование бентосного вида *Staurosirella pinnata*. отражает перемешивание воды, постоянное колебания ее уровня и приток питательных веществ с водосбора (Watchorn et al., 2008). Снижение доли створок этого вида отразило стабилизацию условий по притекающей извне воде и ее перемешиваемости. И после формирования стабильно высокого уровня воды наблюдаем массовое развитие вида *Lindavia lemanensis*, отражающем ксено-олигосапробные условия, сложившиеся в озере (Каган, 2012).

Зона D II

В пределах этой зоны отмечаются признаки повышения температуры окружающей среды, индикаторами которого являются *Aulacoseira ambigua*, *A.granulata* и ее вариететы (Трифонова, 1990; Стенина, 2009). Также прослеживается сукцессия видов от бедного диатомового планктона с преобладанием планктонных центрических диатомей ацидофильных и галофобных на диатомовые, предпочитающих большие значения минерализации, биогенных элементов и pH. Массовое развитие *Discostella stelligera* можно интерпретировать как индикатор повышения трофности (Трифонова, 1990). Также появление и прогресс в развитии *Discostella stelligera* может быть связан со сменой pH, поскольку для своего развития этот вид предпочитает щелочную реакцию среды (Camburn and Charles, 2000). Значительное увеличение доли створок *Discostella stelligera* можно также связать с понижением уровня воды в озере и повышением минерализации на фоне потепления.

Зона D III

Возврат доминирующих позиций пресноводного эпифита *Tabellaria fenestrata* отражает процессы понижения уровня воды, формирования зон мелководий, поросших макрофитами (Patrick and Reimer, 1966) Достаточное количество растворенных солей и биогенных элементов стимулирует развитие бентосных *Staurosirella pinnata*, *Staurosira* venter, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Iconella tenera*. Постоянное присутствие створок холодолюбивого вида *Diploneis parma* может отражать процессы похолодания (Lange-Bertlot and Fuhrmann, 2017).

Зона DIV

Вероятно, всё описанное в пределах зоны, является следствием потепления, понижения уровня воды и некоторого увеличения уровня минерализации и значений pH, а также усиления перемешивания воды (Hausmann and Pienitz, 2009), что благоприятно отразилось на развитии вида *Staurosirella pinnata.* При этом постепенно уменьшилась доля створок *Tabellaria fenestrata*, развитие которой отражает наличие зарослей макрофитов на мелководье.

4.2. Озеро Пеюнгда

Зона DI

Увеличение доли планктонных видов за счёт существенного возрастания доли *Aulacoseira ambigua* говорит о том, что, скорее всего, по сравнению с современным состоянием, озеро находилось на стадии более мелкого, более минерализованного водоёма (Давыдова, 1985). Уменьшение планктонно-бентосных видов *Tabellaria sensu lato*, *Ulnaria ulna* – вида-обрастаетеля (Баринова и др., 2006), вероятно, говорит об уменьшение объёма погружного субстрата (в т.ч., растений макрофитов), необходимых для развития этих диатомей. Свою роль может играть и увеличение минерализации водоёма, которая служит барьером для развития этих галофобных диатомовых. Высокая доля *Discostella stelligera* может указывать на стагнацию в озере и тенденцию к эвтрофикации (Трифонова, 1990). Увеличение доли мелких бесшовных, пеннатных видов *Staurosira sensu lato* может об образовании в озере мелководных участков прибрежной зоны, что является следствием понижения уровня водоёма.

Зона DII

Увеличению доли видов *Aulacoseira sensu lato* благоприятствует постоянное перемешивание водной толщи, позволяющее им удерживаться в фотической зоне (Лудикова и др., 2021). Увеличение в середине зоны доли видов-обрастателей стояче-текучих вод: галофоба *T. fenestrata* и алкалифила *Fragilaria vaucheriae* вероятно свидетельствует о массовом притоке воды в озеро и снижении его минерализации. Происходит всплеск доли планктонного галофила проточных вод *Cyclotella distinguenda*, что может свидетельствовать об увеличении поступления в водоём биогенного вещества с притоком воды и об удлинении периода вегетации за счёт защелачивания водоёма (Глезер и др., 1988). Продолжающийся прирост доли мелких бесшовных видов *Staurosira sensu lato* может говорить об увеличении иловых прибрежных масс, в которых эти виды предпочитают развиваться (Давыдова, 1985).

Зона DIII

Уменьшение доли *A. ambigua* может говорить об очередном переходе озера из состояния мелководного, минерализованного в стадию более глубоководного. Произошедшее к концу предыдущей зоны резкое падение планктонно-бентосных видов за счёт снижения доли *T. fenestrata*, в этот период реверсивно – её доля вновь возрастает, вероятно, за счёт увеличения проточности озера. Присутствие в отложениях в этот период речного обрастателя *Meridion circulare*, является индикатором интенсивности притока воды именно из реки Верхняя Лакура.

Зона DIV

Рекордный прирост *Aulacoseira ambigua* скорее всего связан с массивным обмелением озера. Это может быть обусловлено существенным уменьшением притока воды, скорее всего связанного с увеличением температурного режима и уменьшением уровня осадков. Вероятно, это связано с глобальным повышением температур в это время, получившее название «*климатический оптимум раннего Средневековья*».

Зона DV

Хотя, после предыдущего периода, эта зона и начинается с возвращения к массовому биоразнообразию, с середины зоны тотальное увеличение доли галофобного обрастателя стояче-текучих *T. fenestrata* нивелирует этот процесс.

5. Выводы

Исходя из результатов исследования можно сделать несколько выводов.

5.1. Систематическая часть

Проведенный анализ диатомовой альгофлоры донных отложений двух близкорасположенных озёр Заповедное и Пеюнгда показал, что в озёрах присутствует схожий диатомовый комплекс, степень сходства которого довольно высокая – 69%. Однако есть и ряд отличий. В оз. Пеюнгда видов диатомовых оказалось больше. Кроме того, существует отличие и в доминирующих составе: если в оз. Заповедное главенствующую роль на протяжении почти всего керна занимают представители комплекса *Staurosira sensu lato,* во главе с бентосной *Staurosirella pinnata,* то в оз. Пеюнгда роль безусловного доминанта почти на протяжении всего керна занимает планктонно-бентосная диатомовая *Tabellaria fenestrata.* В то же время, не стоит исключать фактор заноса в озеро Пеюнгда этого вида из реки Верхняя Лакура.

5.2. Палеоэкологическая часть

При движении по двум колонкам, можно заметить, что при начале корреляции датировок

двух колонок, начинают наблюдаться общие тенденции в изменении видового состава.

1. Самым заметным трендом является прирост доли *Tabellaria fenestrata* в современный период (*Зона DV* для озера Пеюнгда и *Зоны DIV* и *DIII* для озера Заповедное). Если брать во внимание тот факт, что эта диатомовая предпочитает проточные водоёмы и является галофобом, напрашивается вывод об увеличении проточности в обоих озёрах и снижении минерализации, что, по-видимому связано с глобальным потеплением и таянием льдов вечной мерзлоты, залегающих под местом нахождения озёр в современный период.
2. Следующий заметный тренд относится к диатомовой *Aulacoseira ambigua* и возрастание её доли в так называемый период «климатического оптимума» (*Зона DIV* для озера Пеюнгда и *Зона DII* для озера Заповедное), т.е. в период повсеместного увеличения температуры окружающей среды. По всей видимости, в этот этап развития озёр для обоих характерно снижение уровня воды и увеличение степени минерализации.

Отдельно стоит отметить ещё один момент в изменении видового состава диатомовых водорослей. Согласно решению Международной комиссии по стратиграфии, голоценовый период с 2018 года разделен на три геологических яруса (века): гренландский, северогриппианский и мегхалайский (Martin J. Head, 2019). Достоверно известно, что начало мегхалайского яруса привязано к возникновению продолжительной засухи примерно в 2250 году до нашей эры (Martin J. Head, 2019). Датировка донных отложений озера Пеюнгда включает в себя 2480 год до н.в., таким образом, захватывая переход от северогриппианского яруса голоценового периода к мегхалайскому ярусу.

По-видимому, этот переход, ознаменовавшийся засухой, находит своё отражение в стойком увеличении численности теплолюбивых видов стояче-текучих (*Aulacoseira ambigua*), предпочитающих мелководные, минерализованные водоёмы. А также видов стоячих вод (*Discotella stelligera*), предпочитающих водоёмы с высокой концентрацией биогенных элементов, т.е., растворенных в воде азота (N) и фосфора (P), и являющиеся индикаторами повышения продуктивности водоёмов (Rühland et al., 2003).

6. Заключение

Несмотря на удаленность и недоступность озёр таёжной зоны Тунгусского заповедника для влияния человека, наблюдаемое в современный период развития олиготрофных озёр Заповедное и Пеюнгда эвтрофицирование, является прямым следствием антропогенного фактора (Жузе и др., 1974; Давыдова, 1985). В первую очередь это связанно с увеличением средних температур на Земле, вызванных глобальным потеплением климата, ведущих к таянью льдов вечной мерзлоты, залегающих под местом нахождения озер.

Проведённое ранее исследование и сравнение диатомового альгоценоза современных донных отложений озера Чеко и озера Заповедное, с высокой степенью сходства видового состава (67%) и обнаруженные там схожие тенденции в изменении диатомовых компдексов, сходные с теми, что обнаружены в данном исследовании в озёрах Заповедное и Пеюнгда, говорит нам о необходимости продолжать исследования в направлении изучения диатомовых комплексов в озёрах с высокой степенью сходства видового состава.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке гранта РНФ № 22-17-00185 (продление) https://rscf.ru/project/22-17-00185.

Конфликт интересов

Авторы не имеют конфликта интересов.

Список литературы

Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio Press.

Болобанщикова Г.Н., Палагушкина О.В., Рогозин Д.Ю. 2023. Видовой состав диатомовых водорослей в современных донных отложениях озер Центрально-Тунгусского плато, Эвенкия. Сибирский экологический журнал 30(2): 119–135. DOI: 10.15372/SEJ20230202

Генкал С.И., Куликовский М.С., Михеева Т.М. и др. 2013. Диатомовые водоросли планктона реки Свислочь и ее водохранилищ. Москва: Научный мир.

Глезер З.И., Караева Н.И., Макарова И.В. и др. 1988. Классификация диатомовых водорослей. В: Макарова И.В. (ред.), Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т.2. Вып.1. Ленинград: Наука. С. 31–35.

Давыдова Н. Н. 1985. Диатомовые водоросли-индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л.: Наука. Ленингр. отделение.

Дарьин А.В., Рогозин Д.Ю., Мейдус А.В. и др. 2020. Следы Тунгусского события 1908 г. в донных осадках озера Заповедное по данным сканирующего РФА СИ. Доклады РАН. Науки о Земле 492(2): 61–65.

Жузе А.П., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова-Порецкая В.С. 1974. Методика исследования. В: Глезер З.И., Жузе А.П., Макарова И.В. и др. (ред.). Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т.1., Л.: Наука, С. 50–79.

Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И. и др. 1951. Определитель пресноводных водорослей СССР. Выпуск 4. Диатомовые водоросли. Москва: «Советская наука».

Каган Л.Я. 2012. Диатомовые водоросли Евро-Арктического региона. Аннотированная коллекция. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН.

Лудикова А.В., Баумер М., Федоров Г.Б. и др. 2021. Палеолимнология оз. Большого щучьего (Полярный Урал) в позднем плейстоцене-голоцене по данным диатомового анализа. В: Материалы II Всероссийской научной конференции «Пути эволюции и географии», посвящённой памяти профессора А.А. Величко. Москва, С. 202–206.

Новиков В.С., Дарьин А.В., Рогозин Д.Ю. 2023. Возможный след Тунгусского катастрофического события

1908 г. в донных осадках озера Пеюнгда по данным сканирующего микро-РФА. В: Минералы: строение, свойства, методы исследования: материалы XIII Всероссийской молодежной научной конференции (Екатеринбург, 29 мая-2 июня 2023. – Екатеринбург: Институт геологии и геохимии УрО РАН, С. 222–223.

Рогозин Д.Ю., Дарьин А.В., Калугин И.А. и др. 2017. Оценка скорости накопления донных отложений в озере Чеко (Эвенкия, Сибирь): новые сведения по проблеме Тунгусского феномена 1908 года. Докл. АН. Науки о Земле 476(6): 685–687. DOI: 10.7868/S0869565217300181

Рогозин Д.Ю., Крылов П.С., Даутов А.Н. и др. 2023. Морфология озер Центрально-Тунгусского плато (Красноярский Край, Эвенкия): новые сведения по проблеме Тунгусской катастрофы 1908 года. Доклады РАН. Науки о Земле 510(1): 81–85. DOI: 10.31857/S2686739722602861

Слуковский З.И., Шелехова Т.С., Сыроежко Е.В. 2018. Отклик диатомовой флоры малого озера на воздействие тяжелых металлов в условиях урбанизированной среды Республики Карелии. Вестник СПбГУ. Науки о Земле 63(1): 103–124. DOI: 10.21638/11701/spbu07.2018.106

Стенина А.С. 2009. Диатомовые водоросли (Bacillariophyta) в озерах востока Большеземельской тундры. Сыктывкар.

Трифонова И.С. 1990. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Ленинград: Изд-во Наука.

Camburn K.E., Charles D.F. 2000. Diatoms of Low-Alkalinity Lakes in the Northeastern United States Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Special Publication 18.

Grimm E. 2004. Tilia software 2.0.2. Springfield, Illinois State Museum Research and Collection Center.

Guiry M.D., Guiry G.M. 2025. AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. URL: https://www.algaebase.org (searched on 1 August 2025)..

Hausmann S., Pienitz R. 2009. Seasonal water chemistry and diatom changes in six boreal lakes of the Laurentian Mountains (Que´bec, Canada): impacts of climate and timber harvesting. Hydrobiologia 635: 1–14. DOI: 10.1007/s10750-009-9855-0

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986–1991. Bacillariophyceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. et al. (Eds.), SüßwasserfloravonMitteleuropa, Vol.2. (T.1–4). Stuttgart/ Jena: Gustav Fischer Verlag.

Kützing F.T. 1844. Die kieselschaligen Bacillarien oder Diatomeen. Nordhausen.

Lange-Bertalot H. 2001. Diatoms of Europe: diatoms of the European inland waters and comparable habitats. Navicula sensu stricto. 10 Genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia. A.R.G. Gantner Verlag. K.G., Vol. 2.

Lange-Bertlot H., Fuhrmann A. 2017. Diploneis lecohuiana sp. nov., D. fereparma sp. n. and D. parma Cleve: rare diatoms (Bacillariophyta) in Central European freshwater. Nova Hedwigia Beiheft 146: 33–42.

Martin J., Head. 2019. Formal subdivision of the Quaternary System/Period: Present status and future directions. Quaternary International 500: 32–51. DOI: 10.1016/j.quaint.2019.05.018

Patrick R.M., Reimer C.W. 1966. The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii, V. 1 Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 13.

Rogozin D.Y., Nazarova L.B., Rudaya N.A. et al. 2025. Tracking Late Holocene climate change and the 1908 Tunguska impact event from lake sediments in Central Siberia. Quaternary Research 125: 1–19. DOI: 10.1017/qua.2024.35

Rühland K., Priesnitz A., Smol J.P. 2003. Paleolimnological Evidence from Diatoms for Recent Environmental Changes in 50 Lakes across Canadian Arctic Treeline. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 35: 110–123

Sorensen T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Biologiske Skrifter 5: 1–34.

Watchorn M.A., Hamilton P.B., Anderson T.W. 2008. Diatoms and pollen as indicators of water quality and land-use change: a case study from the Oak Ridges Moraine, Southern Ontario, Canada. Journal of Paleolimnology 39: 491–509. DOI: 10.1007/s10933-007-9126-x

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Polyunsaturated long-chain alkenones in bottom sediments of the meromictic Lake Shira (southern Siberia) as a paleo-indicator of climate change

Bulkhin A.O.[1]*, Zykov V.V.[1], Rogozin D.Y.[1,2], Bezrukova E.V.[3]

[1] *Institute of Biophysics, Siberian Division of the Russian Academy of Sciences (IBP SB RAS), Akademgorodok Str., 50/50, Krasnoyarsk region, Krasnoyarsk, 660036, Russia*
[2] *Siberian Federal University (SibFU), 79 Svobodny Ave, Krasnoyarsk region, Krasnoyarsk, 660041, Russia*
[3] *Vinogradov Institute of Geochemistry SB RAS, Favorsky St., 1A, Irkutsk, 66403, Russia*

ABSTRACT. To understand long-term climate variability and its connection with modern global warming, this study analyzed the composition of long-chain alkenones in the bottom sediments of Lake Shira (North-Minusinsk valley) over the past 3000 years. In the ICE2023, Shira-I-21 and Shira-II-21 cores, gas chromatography-mass spectrometry revealed methyl- and ethyl-alkenones, predominantly C_{37} and C_{38}, with double bonds ranging from two to four. The vertical profiles show substantial fluctuations in total concentration (1-355 μg/g), likely associated with changes in water level, salinity, and organic matter preservation conditions. Alkenone peaks coincide with light (carbonate-rich) layers, reflecting phases of lake level decline and increased salinity. Elevated alkenone concentrations in the clay-rich sections of the core may indicate enhanced adsorption and preservation. The results confirm the potential of long-chain alkenones as a proxy for paleo-salinity and, consequently, paleo-humidity in arid regions of Siberia.

Keywords: long-chain alkenones, salinity indicator, lake sediments, haptophyte algae, South Siberia, paleoclimatology

For citation: Bulkhin A.O., Zykov V.V., Rogozin D.Y., Bezrukova E.V. Polyunsaturated long-chain alkenones in bottom sediments of the meromictic Lake Shira (southern Siberia) as a paleo-indicator of climate change // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 824-833. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-824

1. Introduction

Understanding the relationship between modern global warming and natural climate variability requires knowledge of climate changes over the past millennia. The study of climate change in Asia is a topical area of palaeoclimate research. However, climate fluctuations in Siberia remain insufficiently explored (Bezrukova et al., 2010; Rudaya et al., 2020; Novenko et al., 2022). The North-Minusinsk hollow is of particular interest for paleoclimate research, as it is located within the steppe zone of southern Siberia and is surrounded by mountain ranges that block the inflow of moist air. As a result, the hollow has developed a semi-arid microclimate that is milder compared to the surrounding regions. In arid and semi-arid regions, endorheic lakes are highly sensitive to the balance between precipitation and evaporation, which is reflected in fluctuations in water volume and salinity (Last and Ginn, 2005). Lake bottom sediments serve as a valuable archive of information about the history of ecosystem. By reconstructing the chronology of salinity based on bottom sediments from such lakes, it is possible to obtain valuable information about changes in overall humidity and hydrological conditions in the past. To date, there are no universal and reliable indicators of salinity. Proposed proxies, such as the content and isotopic composition of carbonates in lake sediments, may be influenced by the input of terrigenous material (Zhao et al., 2010). Ostracods and diatoms assemblages (De Deckker and Forester, 1988) have the potential to reflect salinity fluctuations. However, the application of this approach requires good preservation of organic remains, which is often hindered in mid-latitude Asian lakes due to unstable hydrological conditions. Therefore, the development of new salinity indicators with broader applicability remains a pressing challenge in paleolimnological research.

Currently, molecular approaches are gaining increasing significance, offering the ability to analyze

*Corresponding author.
E-mail address: bulkhinlive@yandex.ru (A.O. Bulkhin)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

organic compounds that can be preserved in lake sediments for thousands of years. Polyunsaturated long-chain alkenones (C_{37}-C_{42}), produced by haptophyte algae of the order Isochrysidales, are among the most promising emerging paleo-indicators sensitive to both temperature and salinity, owing to their excellent long-term preservation in sedimentary records (Zhao et al., 2014; Longo et al., 2016; 2018; Bulkhin et al., 2023). Originally, long-chain alkenones were established as a reliable bioindicator for reconstructing past sea surface temperatures (Brassell et al., 1986; Müller et al., 1998). However, similar temperature reconstructions in continental lakes have proven difficult due to the simultaneous presence of several species of haptophytes exhibiting different responses to temperature (Araie et al., 2018; Theroux et al., 2020). Nevertheless, ongoing research focuses on developing alkenone-based proxies for paleo-salinity in lacustrine environments (Chu et al., 2005; Zhao et al., 2014; Song et al., 2016; He et al., 2020). A study of surface sediments from 22 lakes in the North-Minusinsk hollow demonstrated that the relationship between total alkenone concentration and salinity follows a unimodal pattern, which can serve as a qualitative indicator of transitions across a critical salinity threshold of 20 g l^{-1} (Bulkhin et al., 2023). This pattern was also observed in sediment records from lake Utichye-3, where a positive correlation between the average chain length (ACL) of alkenones and salinity was identified (Bulkhin et al., 2024). In 2021, researchers from the Vinogradov Institute of Geochemistry collected several sediment cores from Lake Shira, each approximately 1.5 meters long and deeper (Bezrukova et al., 2024), enabling alkenone analysis in a core spanning approximately 3000 years.

Thus, the aim of this study is to analyze the composition of long-chain alkenones in bottom sediments from lake Shira and to evaluate their potential as paleo-salinity indicators for reconstructing past humidity in the North-Minusinsk hollow region.

2. Methods

In 2021, researchers from the A.P. Vinogradov Institute of Geochemistry collected two sediment cores from Lake Shira: Shira-I-21 (159 cm) using a corer sampler UWITEC (Austria), and Shira-II-21 (244 cm) using a drilling rig. This study focused on the lower part of the second core (146 cm). Samples from Shira-I-21 were taken at 5 cm intervals, while those from Shira-II-21 were selected based on visual indicators of abrupt changes in the lake, such as distinct light and dark layers. In March 2023, an ICE2023 core (approximately 40 cm) was collected using a freeze corer developed at the Institute of Biophysics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. Two vertical parallel bars measuring approximately 3×3 cm were extracted from the core and then sliced at 1 cm intervals using a heated nichrome wire. One of these bars was used for analysis of alkenone content.

Radiocarbon dating (^{14}C) of a 146 cm-long sediment core from Lake Shira was conducted by researchers at the Vinogradov Institute of Geochemistry (Bezrukova et al., 2024). Based on the presence of characteristic colored layers, the obtained age model was correlated with the Shira-I-21 and Shira-II-21 cores. The age of the frozen core was determined using distinct white layers previously identified in sediment cores from Lake Shira (Zykov et al., 2012).

Prior to analysis, all the sediment samples were freeze-dried using an AK 4-50 lyophilizer (ProfLab) at a pressure of 0.2 mbar and a heating temperature of 40 °C. The freeze-drying process lasted for approximately 12 hours.

In the analytical laboratory of the Institute of Biophysics SB RAS, dried samples weighing approximately 0.4-0.5 g from the frozen ICE2023 core (40.5 cm), 0.4-1 g from the Shira-I-21 core (159 cm, 33 samples), and 1-2 g from the Shira-II-21 core (146 cm, 67 samples) were extracted for 24 hours at room temperature using a chloroform-methanol mixture (7:3, v/v) with the addition of 50 μL of hexatriacontane (C_{36}) as an internal standard. After extraction, the samples were filtered, evaporated, and saponified for 1 hour at 90 °C using 5 mL of 6% KOH. Subsequently, 10 mL of distilled water and 5 mL of hexane were added to the flasks and thoroughly mixed. The combined hexane extracts were washed three times with water, passed through a sodium sulfate, and then evaporated.

The unsaponifiable fractions were separated using a GC-MS 7890/5975C system (Agilent Technologies, USA) equipped with a VF-200MS capillary column (60 m × 250 μm × 0.10 μm). Helium was used as the carrier gas at a flow rate of 1.2 ml min^{-1}. Samples were injected in split mode, with the injector temperature set to 260 °C. The interface temperature was 230 °C, the ion source temperature was 150 °C, and the ionization energy was 70 eV. Mass fragments were scanned over a range of 30-700 amu at a rate of 0.5 s $scan^{-1}$. The initial oven temperature was 60 °C, followed by a ramp of 20 °C min^{-1} to 255 °C, then 5 °C min^{-1} to 285 °C, and finally 2 °C min^{-1} to 320 °C, which was held isothermal for 10 minutes.

The alkenone peaks were identified based on the known molecular masses of the compounds, the mass-to-charge ratio (m/z) of the base peak, and characteristic fragment ions, as well as by comparing the obtained mass spectra with previously published reference data (de Leeuw et al., 1980; Marlowe et al., 1984; Rontani et al., 2006).

3. Results and discussion

Long-chain alkenones C_{37}-C_{40} with 2 to 4 double bonds were detected in all sediment cores from Lake Shira (ICE2023, Shira-I-21, Shira-II-21). Alkenones C_{37} and C_{39} were identified as methyl ketones, while C_{38} and C_{40} were ethyl ketones. The alkenone composition in the cores was dominated by C_{37} and C_{38} compounds, whereas C_{39} and C_{40} were present in lower concentrations. The relative distribution of alkenones in the sediment cores generally showed a predominance of C_{37} compounds. Typically, C_{39} alkenones were detected together with C_{40} alkenones, in a total of 38 samples and most commonly with three and two double bonds.

This alkenone composition is typical for saline lakes in temperate latitudes (Fig. 1) (Plancq et al., 2018; He et al., 2020).

The vertical profiles of alkenones in the analyzed sediment cores reveal substantial variations in the concentrations of long-chain alkenones across different depositional periods. These fluctuations likely reflect the response of haptophyte algae to changing environmental conditions during alkenone burial, influenced by factors such as water column circulation, temperature, and chemical composition (Toney et al., 2010; Plancq et al., 2018) (Fig. 2). Total alkenone concentrations in the cores varied widely, ranging from 1 μg/g to 355 μg/g (Fig. 2). Some discrepancies in alkenone concentrations among samples from the analyzed cores may be attributed to differences in sample preparation protocols. Specifically, a smaller sample mass was used during the preparation of the Shira-I-21 core (159 cm). Additionally, the sampling location may have influenced the results. The Shira-I-21 core could have been collected from an area of sediment accumulation, and since alkenone producers represent only one group of microorganisms in the lake, an increase in total organic matter content could lead to a relative decrease in alkenone concentration when calculated per dry weight and LOI_{550}. However, the general trends of increasing and decreasing total alkenone content were preserved across the cores (102-160 cm, Fig. 2B). In the upper section of the ICE2023 core, elevated alkenone concentrations of approximately 190 μg/g were observed at depths of 7-8 to 10-11 cm, corresponding to the last 100-150 years. A similar pattern was also observed in the Shira-I-21 core (Fig. 2). Such variations may indicate that changes in sedimentation occurred during this period, affecting both the production and preservation of alkenones. It is well documented that the lake has experienced significant fluctuations in water level throughout its history. For instance, between the 1910s and 1930s, corresponding approximately to the 7-10 cm depth interval (Fig. 2A), all endorheic lakes in the North-Minusinsk hollow underwent a drying phase reaching minimum levels, followed by a rapid rise to near-modern levels (Rogozin et al., 2010; Rogozin et al., 2018). Increased water inflow likely enhanced meromixis, which could have a beneficial effect on the preservation of alkenones and explain the similar distribution of the total alkenone content. Also, a light-colored layer (carbonate layer) is visible in this section of the core (Fig. 2B), which likely formed due to a drop in lake level. Consequently, the resulting increase in salinity and/or a shift in the community composition of alkenone-producing organisms could also explain the elevated concentrations of long-chain alkenones.

Similar pronounced peaks were also recorded at a depth of 34-39 cm in the core, corresponding to approximately 650-820 years ago. These peaks were also detected in the upper part of core Shira-I-21 (Fig. 2B) and also corresponded to the light layers of the core. Comparable patterns were observed further downcore at depths of 94-102 cm, where the maximum total alkenone concentration of up to 355 μg/g was detected (approximately 2000 years ago), as well as at 138-148 cm and 178-189 cm. It is important to note that increases in total alkenone concentrations were accompanied by the appearance of longer-chain alkenones, up to C_{40}. Additionally, in the lower part of core Shira-II-21, within the 220-230 cm interval, elevated alkenone concentrations were observed, reaching up to 256 μg/g (Fig. 2B). This may be preliminarily attributed to the accumulation of massive clay deposits starting from 220 cm (approximately 4750 years ago) and continued until the end of the core. It is well

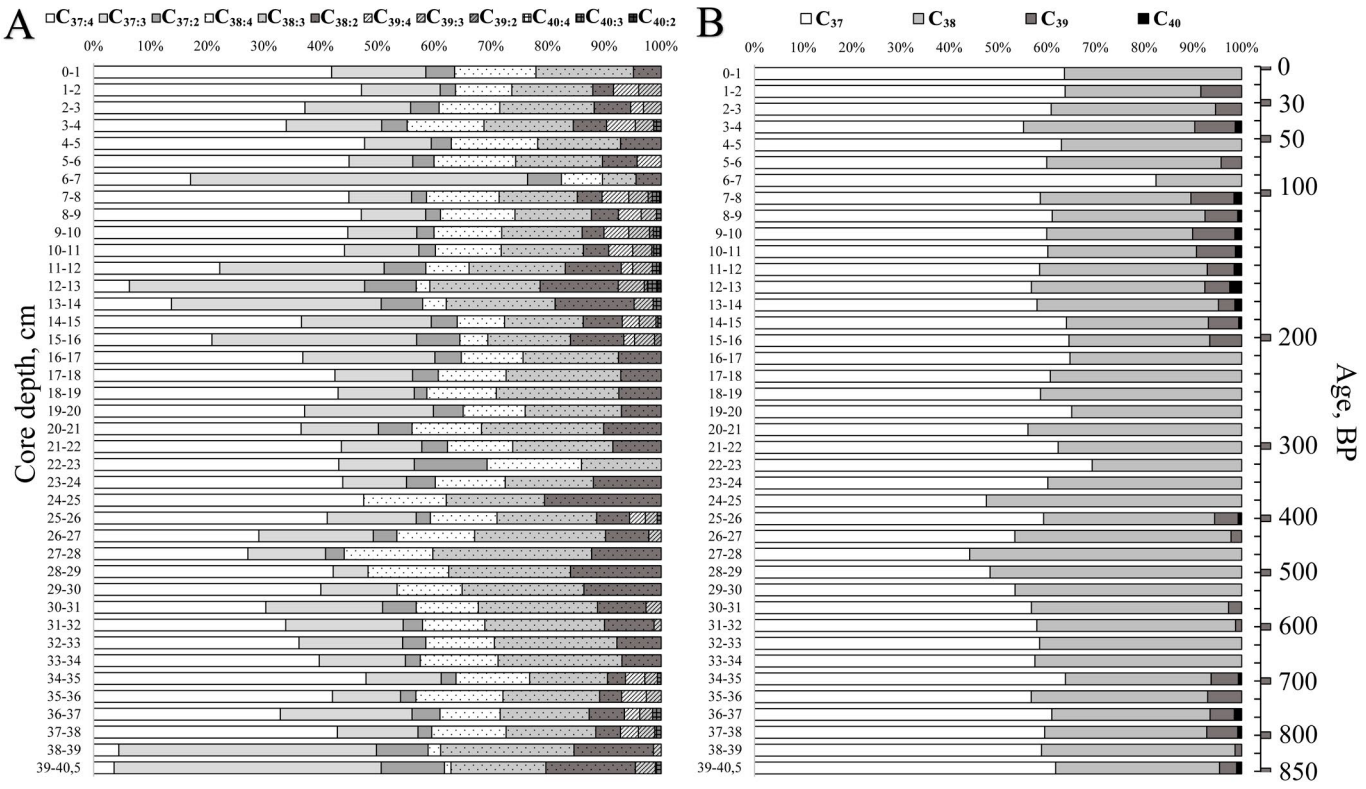


Fig.1. Relative distribution of alkenones in Lake Shira based on the ICE2023 core, 40.5 cm long. A – distribution of all alkenones. B – total distribution of alkenones C_{37}, C_{38}, C_{39}, C_{40}.

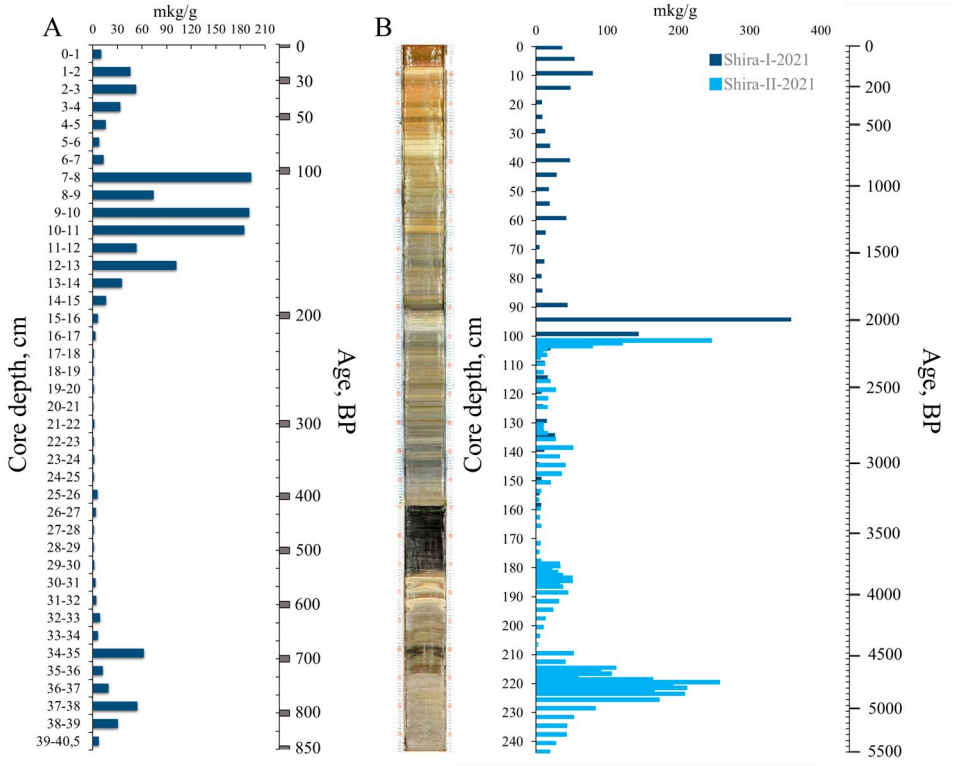


Fig.2. Vertical distribution of total alkenone concentrations. A – quantitative distribution of alkenones in the frozen core ICE2023 (40.5 cm). B –quantitative distribution of alkenones in the spliced cores Shira-I-21 and Shira-II-21.

established that organic compounds adsorbed onto clay surfaces in aquatic environments are less susceptible to degradation. In a stratified saline lake, where bottom waters may become anoxic, the combination of binding clays and low oxygen concentrations can significantly enhance the preservation of alkenones. Thus, it becomes possible to suggest that elevated alkenone concentrations in sediment cores from saline lakes experiencing abrupt water-level fluctuations may reflect changes in salinity and, consequently, serve as a paleo-humidity proxy for the surrounding region.

4. Conclusions

Long-chain alkenones C_{37}-C_{40} were reliably detected in the bottom sediments of Lake Shira (cores ICE2023, Shira-I-21, Shira-II-21). Total alkenone concentrations varied widely (1-355 μg/g), exhibiting distinct peaks in the light-colored carbonate and clay-rich layers. These peaks correspond to intervals of lowered lake levels (1910s-1930s) and to older clay-rich deposits (~2000 and ~4750 years ago). The comparison of alkenone profiles with sediment lithology suggests that alkenone accumulation is maximized during drought periods and increasing lake salinity, possibly when inflow events enhance anoxic conditions in bottom waters and promote the preservation of organic compounds. Additionally, clay-rich deposits may have contributed to the effective preservation of alkenones. The observed patterns in alkenone concentration, in conjunction with lithological changes, confirm their potential as a qualitative proxy for paleo-salinity. Thus, the profile of long-chain alkenones in the sediment core from Lake Shira can be used to assess paleo-humidity in the North-Minusinsk hollow.

Acknowledgements

This research was supported by the Russian Science Foundation, grant No. 22-17-00185-П, https://rscf.ru/en/project/22-17-00185-П/.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Araie H., Nakamura H., Toney J.L. et al. 2018. Novel alkenone-producing strains of genus Isochrysis (Haptophyta) isolated from Canadian saline lakes show temperature sensitivity of alkenones and alkenoates. Organic Geochemistry 121: 89–103. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2018.04.008

Bezrukova E.V., Reshetova S.A., Kulagina N.V. et al. 2024. Vegetation and Climate in the North of the Minusinsk Basin in the Late Holocene: A Record from Shira Lake Resolved by Decade. Doklady Earth Sciences 518: 1–6. DOI: 10.1134/S1028334X2460316X

Bezrukova E.V., Tarasov P.E., Solovieva N. et al. 2010. Last glacial-interglacial vegetation and environmental dynamics in southern Siberia: Chronology, forcing and feedbacks. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 296: 185–198. DOI: 10.1016/j.palaeo.2010.07.020

Brassell S.C., Eglinton G., Marlowe I.T. et al. 1986. Molecular stratigraphy: a new tool for climate assessment. Nature 320: 129–133.

Bulkhin A.O., Zykov V.V., Marchenko D.N. et al. 2024. Long-Chain Alkenones in Sediments of Lake Utichye-3 (Southern Siberia, Khakassia) as a Paleo-Indicator of Climate Change. Contemporary Problems of Ecology 17(3): 412–423. DOI: 10.1134/S1995425524700185

Bulkhin A.O., Zykov V.V., Marchenko D.N. et al. 2023. Long-chain alkenones in the lake sediments of North-Minusinsk Valley (southern Siberia): implications for paleo-

climate reconstructions. Organic Geochemistry 176: 104541. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2022.104541

Chu G., Sun Q., Li S. et al. 2005. Long-chain alkenone distributions and temperature dependence in lacustrine surface sediments from China. Geochimica et Cosmochimica Acta 69(21): 4985–5003. DOI: 10.1016/j.gca.2005.04.008

De Deckker P., Forester R.M. 1988. The use of ostracods to reconstruct continental palaeoenvironmental records. In: De Deckker P., Colin J.P., Peypouquet J.P. (Eds.), Ostracoda in the Earth Sciences. Amsterdam: Elsevier, pp. 175–199.

de Leeuw J.W., v.d. Meer F.W., Rijpstra W.I.C. et al. 1980. On the occurrence and structural identification of long chain unsaturated ketones and hydrocarbons in sediments. Physics and Chemistry of the Earth 12: 211–217. DOI: 10.1016/0079-1946(79)90105-8

He Y., Wang H., Meng B. et al. 2020. Appraisal of alkenone- and archaeal ether-based salinity indicators in mid-latitude Asian lakes. Earth and Planetary Science Letters 538: 116236. DOI: 10.1016/j.epsl.2020.116236

Last W.M., Ginn F.M. 2005. Saline systems of the Great Plains of western Canada: an overview of the limnogeology and paleolimnology. Saline Systems 1(1): 1–38. DOI: 10.1186/1746-1448-1-10

Longo W.M., Huang Y., Yao Y. et al. 2018. Widespread occurrence of distinct alkenones from Group I haptophytes in freshwater lakes: Implications for paleotemperature and paleoenvironmental reconstructions. Earth and Planetary Science Letters 492: 239–250. DOI: 10.1016/j.epsl.2018.04.002

Longo W.M., Theroux S., Giblin A.E. et al. 2016. Temperature calibration and phylogenetically distinct distributions for freshwater alkenones: Evidence from northern Alaskan lakes. Geochimica et Cosmochimica Acta 180: 177–196. DOI: 10.1016/j.gca.2016.02.019

Marlowe I.T., Green J.C., Neal A.C. et al. 1984. Long chain (n-c37-c39) alkenones in the prymnesiophyceae. distribution of alkenones and other lipids and their taxonomic significance. British Phycological Journal 19(3): 203–216. DOI: 10.1080/00071618400650221

Müller P.J., Kirst G., Ruhland G. et al. 1998. Calibration of the alkenone paleotemperature index U37K based on core-tops from the eastern South Atlantic and the global ocean (60°N-60°S). Geochimica et Cosmochimica Acta 62(10): 1757–1772.

Novenko E.Y., Rudenko O.V., Mazei N.G. et al. 2022. Late Holocene vegetation and fire history in Western Putorana Plateau (subarctic Siberia, Russia). The Holocene 32(5): 433–441. DOI: 10.1177/09596836221074034

Plancq J., Cavazzin B., Juggins S. et al. 2018. Assessing environmental controls on the distribution of long-chain alkenones in the Canadian Prairies. Organic Geochemistry 117: 43–55. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2017.12.005

Rogozin D.Y., Zykov V.V., Ivanova E.A. et al. 2018. Meromixis and seasonal dynamics of vertical structure of Lake Uchum (South Siberia). Contemporary Problems of Ecology 11(2): 195–206. DOI: 10.1134/S1995425518020117

Rogozin D.Y., Genova S.V., Gulati R.D. et al. 2010. Some generalizations on stratification and vertical mixing in meromictic Lake Shira, Russia, in the period 2002-2009. Aquatic Ecology 44(3): 485–496. DOI: 10.1007/s10452-010-9328-6

Rontani J.F., Prahl F.G., Volkman J.K. 2006. Characterization of unusual alkenones and alkyl alkenoates by electron ionization gas chromatography/mass spectrometry. Rapid Communications in Mass Spectrometry 20(4): 583–588. DOI: 10.1002/rcm.2346

Rudaya N., Krivonogov S., Słowiński M. et al. 2020. Postglacial history of the Steppe Altai: Climate, fire and plant diversity. Quaternary Science Reviews 249: 106616. DOI: 10.1016/j.quascirev.2020.106616

Song M., Zhou A., He Y. et al. 2016. Environmental controls on long-chain alkenone occurrence and compositional patterns in lacustrine sediments, northwestern China. Organic Geochemistry 91: 43–53. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2015.10.009

Theroux S., Huang Y., Toney J.L. et al. 2020. Successional blooms of alkenone-producing haptophytes in Lake George, North Dakota: Implications for continental paleoclimate reconstructions. Limnology and Oceanography 65(2): 413–425. DOI: 10.1002/lno.11311

Toney J.L., Huang Y., Fritz S.C. et al. 2010. Climatic and Environmental Controls on the Occurrence and Distributions of Long Chain Alkenones in Lakes of the Interior United States. Geochimica et Cosmochimica 74: 1563–1578. DOI: 10.1016/j.gca.2009.11.021

Zhao C., Yu Z., Zhao Y. et al. 2010. Holocene millennial-scale climate variations documented by multiple lake-level proxies in sediment cores from Hurleg Lake, Northwest China. J. Paleolimnol 44: 995–1008. DOI: 10.1007/s10933-010-9469-6

Zhao J., An C., Longo W.M. et al. 2014. Occurrence of extended chain length C41 and C42 alkenones in hypersaline lakes. Organic Geochemistry 75: 48–53. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2014.06.006

Zykov V.V., Rogozin D.Y., Kalugin I.A. et al. 2012. Carotenoids in Bottom Sediments of Lake Shira as a Paleo Indicator for the Reconstruction of the State of the Lake (Russia, Khakasiya). Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal [Contemporary Problems of Ecology] 19(4): 585–595. (in Russian)

Краткое сообщение

Полиненасыщенные длинноцепочечные алкеноны в донных отложениях меромиктического озера Шира (Юг Сибири) как палео-индикатор климатических изменений

Бульхин А.О.[1]*, Зыков В.В.[1], Рогозин Д.Ю.[1,2], Безрукова Е.В.[3]

[1] *Федеральный исследовательский центр «Красноярский научный центр Сибирского отделения РАН», обособленное подразделение Институт биофизики СО РАН, ул. Академгородок 50 стр.50, Красноярск, 660036, Россия*
[2] *Сибирский Федеральный Университет (СФУ), пр. Свободный 79, Красноярский край, Красноярск, 660041, Россия*
[3] *Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, ул. Фаворского, 1А, Иркутск, 66403, Россия*

АННОТАЦИЯ. Для понимания долгосрочных климатических изменений и их связи с современным глобальным потеплением в данной работе был проанализирован состав длинноцепочечных алкенонов в донных отложениях озера Шира (Северо-Минусинская котловина) за последние 3000 лет. В кернах ICE2023, Shira-I-21 и Shira-II-21 методом газовой хромато-масс-спектрометрии выявлены метил- и этил-алкеноны, преимущественно C_{37} и C_{38}, с двойными связями от двух до четырёх. Вертикальные профили демонстрируют значительные колебания общей концентрации (1-355 мкг/г), вероятно связанные с изменением уровня воды, солёности и условий сохранности органики. Пики алкенонов совпадают со светлыми (карбонатными) слоями, отражающими фазы падения уровня и повышения солёности. Высокие концентрации алкенонов в глинистых частях керна могут указывать на их лучшую адсорбцию и консервацию. Результаты подтверждают потенциал длинноцепочечных алкенонов в качестве прокси палео-солености и, следовательно, палео-влажности в аридных регионах Сибири.

Ключевые слова: длинноцепочечные алкеноны, индикатор солености, донные отложения, гаптофитовые водоросли, Южная Сибирь, палеоклиматология

Для цитирования: Бульхин А.О., Зыков В.В., Рогозин Д.Ю., Безрукова Е.В. Полиненасыщенные длинноцепочечные алкеноны в донных отложениях меромиктического озера Шира (Юг Сибири) как палео-индикатор климатических изменений // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 824-833. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-824

1. Введение

Для понимания взаимосвязи между современным глобальным потеплением и естественными колебаниями климата необходимо знать, как происходили изменения климата за последние тысячелетия. Изучение климатических изменений Азии – актуальное направление палеоклиматических исследований. Однако недостаточно изучены климатические флуктуации в Сибири (Bezrukova et al., 2010; Rudaya et al., 2020; Novenko et al., 2022). Минусинская котловина вызывает особый интерес для исследования палеоклимата, так как, расположена в условиях степной зоны юга Сибири и окружена горными хребтами, которые препятствуют проникновению влажного воздуха благодаря чему на ней сформировался полуаридный микроклимат, который является более мягким по сравнению с окружающей территорией. В засушливых и полузасушливых регионах бессточные озера чувствительны к балансу осадков и испарения, что отражается в изменении объема воды и солености (Last and Ginn, 2005). Донные отложения водоемов являются ценным источником информации о прошлом экосистем. Реконструируя хронологию солености по донным отложениям таких озер можно получить значимую информацию об изменениях общей влажности и гидрологических условий в прошлом. На сегодняшний день не существует универсальных и надежных индикаторов солености. Предлагаемые прокси, такие как содержание и изотопный состав карбонатов в озерных отложениях, могут подвергаться влиянию терригенного материала (Zhao et al., 2010). Составы остракод и диатомей (De Deckker

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: bulkhinlive@yandex.ru (А.О. Бульхин)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

and Forester, 1988) потенциально отражают колебания солености, но использование данного подхода требует хорошей сохранности органических остатков, что затруднено в озерах умеренных широт Азии из-за нестабильной гидрологической обстановки. Поэтому разработка новых индикаторов солености с более широким спектром применения является актуальной задачей палеолимнологических исследований.

В настоящее время все большее значение приобретают молекулярные подходы, позволяющие исследовать органические соединения, которые способны сохраняться в донных осадках на протяжении многих столетий. В качестве новых и перспективных термо- и солечувствительных палео-индикаторов могут служить полиненасыщенные длинноцепочечные алкеноны (C_{37}-C_{42}), которые хорошо сохраняются в донных отложениях на протяжении тысячелетий и являются продуктами жизнедеятельности представителей гаптофитовых водорослей порядка Isochrysidales (Zhao et al., 2014; Longo et al., 2016; 2018; Bulkhin et al., 2023). Изначально, длинноцепочечные алкеноны зарекомендовали себя как надежный биоиндикатор для реконструкций палео-температуры поверхности мирового океана (Brassell et al., 1986; Müller et al., 1998), однако подобные температурные реконструкции для континентальных озер оказались затруднены из-за одновременного присутствия нескольких видов гаптофитовых водорослей с различающимся откликом на внешнюю температуру (Araie et al., 2018; Theroux et al., 2020). Тем не менее, в настоящее время ведутся исследования по поиску прокси палео-солености на основе алкенонов в озерных средах (Chu et al., 2005; Zhao et al., 2014; Song et al., 2016; He et al., 2020). В изучении верхних осадков 22 озер на территории Северо-Минусинской котловины было показано, что зависимость общей концентрации алкенонов от солености имеет унимодальную форму, что может быть использовано в качестве качественного маркера переходов через критическое значение солености 20 г $л^{-1}$ (Bulkhin et al., 2023), также данная закономерность прослеживалась и в исследованиях донных отложений озера Утичье-3, с положительной корреляцией средней длины цепи алкенонов (СДЦ) с соленостью (Bulkhin et al., 2024). В 2021 г сотрудниками Института геохимии им. Виноградова были взяты несколько кернов с оз. Шира длиной около 1.5 м и глубже (Bezrukova et al., 2024), что позволяет провести анализ алкенонов в керне возрастом около 3 тыс. лет.

Таким образом целью настоящей работы стало проанализировать состав длинноцепочечных алкенонов в донных отложениях озера Шира, а также дать оценку возможности использования длинноцепочечных алкенонов в качестве индикаторов палео-солености с целью реконструкции влажности в регионе Северо-Минусинской котловины.

2. Методы

Сотрудники Института геохимии им. А.П. Виноградова в 2021 году отобрали два керна из озера Шира: Shira-I-21 (159 см) с использованием пробоотборника Uwitec (Австрия) и Shira-II-21 (244 см) с помощью буровой установки. В данной работе использована нижняя часть второго керна (146 см). Образцы из Shira-I-21 отбирались с шагом 5 см, а из Shira-II-21 отбирались выборочно, с признаками резких изменений в озере (белые и черные слои). В марте 2023 года был отобран керн ICE2023 (примерно 40 см) с помощью пробоотборника-намораживателя, разработанного в Институте биофизики СО РАН. Из керна выпилили два вертикальных параллельных бруска размером около 3×3 см, которые затем разрезали по глубине с интервалом 1 см при помощи, раскалённой нихромовой нити. Один из брусков использовали для определения содержания алкенонов.

Сотрудниками Института геохимии им Виноградова методом ^{14}C была осуществлена датировка керна донных отложений озера Шира длиной 146 см (Bezrukova et al., 2024). По характерным цветным слоям датировка данного керна была распространена на керны Shira-I-21 и Shira-II-21. Для определения возраста ледового керна были использованы характерные белые слои у ранее изученных кернов донных отложений озера Шира (Зыков и др., 2012).

Перед анализами все образцы донных отложений были высушены с помощью лиофильной сушилки АК 4-50 («ПрофЛаб») при давлении 0.2 мбар и температурой подогрева 40 °C. Процесс лиофильной сушки продолжался примерно 12 часов.

В аналитической лаборатории Института Биофизики СО РАН высушенные образцы массой около 0.4-0.5 г из замороженного керна ICE2023 (40.5 см), 0.4-1 г из керна Shira-I-21 длиной 159 см (33 шт.), 1-2 г из керна Shira-II-21 длиной 146 см (67 шт) экстрагировали 24 часа при комнатной температуре смесью хлороформа и метанола (7:3, v/v) с добавлением 50 мкл гексатриаконтана (C_{36}) в качестве внутреннего стандарта. После пробы фильтровали, испаряли и подвергали 1 ч омылению при температуре 90 °C (5 мл 6% KOH). Затем в колбы добавляли 10 мл дистиллированной воды и 5 мл гексана и тщательно перемешивали. Объединенные гексановые экстракты трижды промывали водой и пропускали через безводный сернокислый натрий и затем выпаривали.

Неомыляемые компоненты делили на ГХ-МС 7890/5975C (Agilent Technologies, США) с капиллярной колонкой VF-200MS (60 м × 250 мкм × 0.10 мкм). Расход гелия, используемого в качестве газа-носителя, составлял 1.2 мл $мин^{-1}$, ввод пробы производился в режиме деления потока (Split), температура инжектора 260 °C. Температура интерфейса составляла 230 °C, температура источника ионов 150 °C, энергия ионизации детектора – 70 эВ, сканирование фрагментов атомной массы от 30 до 700 ам при 0.5 с $скан^{-1}$. Начальная температура 60 °C с подъемом 20 °C $мин^{-1}$ до 255 °C, затем последующее повышение температуры до 285 °C со скоростью 5 °C $мин^{-1}$, затем подъем температуры до 320 °C со скоростью нагрева 2 °C $мин^{-1}$ и 10 минут в изотермальном режиме.

Пики алкенонов идентифицировались на основе известных молекулярных масс соединений, соотношения массы к заряду базового пика и характерных ионов, а также путём сопоставления полученных масс-спектров с опубликованными литературными данными (de Leeuw et al., 1980; Marlowe et al., 1984; Rontani et al., 2006).

3. Результаты и обсуждение

Во всех отобранных кернах донных отложений озера Шира (ICE2023, Shira-I-21, Shira-II-21) были детектированы длинноцепочечные алкеноны C_{37}-C_{40} с количеством двойных связей от 2-х до 4-х. Алкеноны C_{37} и C_{39} были представлены метил-кетонами, а C_{38} и C_{40} – этил-кетонами. Основной состав алкенонов в кернах был представлен C_{37} и C_{38} алкенонами, в то время как C_{39} и C_{40} встречались в меньших количествах. Относительное распределение алкенонов в кернах как правило демонстрировало преобладание C_{37}. Обычно, там, где детектируются алкеноны C_{39} – детектировались и алкеноны C_{40}, всего в 38 образцах и чаще с 3-мя и 2-мя двойными связями. Состав алкенонов является типичным для соленых озер умеренных широт (Рис. 1) (Plancq et al., 2018; He et al., 2020).

Анализ вертикального профиля алкенонов в исследованных кернах показывает заметные изменения в концентрациях длинноцепочечных алкенонов за разные периоды формирования донных отложений, что может говорить об отклике гаптофитовых водорослей на изменяющиеся внешние условия при которых происходило захоронение алкенонов в водоёме, связанных как с режимом циркуляции, так и с температурой и химическим составом воды (Toney et al., 2010; Plancq et al., 2018) (Рис. 2). Общее содержание алкенонов в кернах варьировало в широких пределах от 1 мкг/г до 355 мкг/г (Рис. 2). Некоторое несовпадение концентраций алкенонов в образцах исследованных кернов, может быть объяснено разными условиями на этапе пробоподготовки. При пробоподготовке керна Shira-I-21 (159 см) использовалось меньшее по массе количество образца. Так же здесь может влиять фактор места пробоотбора. Керн Shira-I-21 мог быть отобран в месте скопления осаждаемого материала, а так как алкенон-продуценты являются только одной из групп микроорганизмов озера при возрастании содержания органического вещества их концентрация в расчете на сухой вес и LOI_{550} будет снижаться. Однако в кернах сохранились общие тенденции на повышение и понижение общего содержания алкенонов (102-160 см, Рис. 2 Б). В верхней части керна ICE2023 наблюдалось повышенное содержание алкенонов около 190 мкг/г на глубинах от 7-8 до 10-11 см, соответствующем последним 100-150 годам. Подобная закономерность прослеживалась и в керне Shira-I-21 (Рис. 2). Такие вариации могут свидетельствовать о том, что в этот период происходили изменения в осадкообразовании, влияющие на продукцию и сохранность алкенонов. Известно, что в своей истории озеро демонстрировало существенные колебания уровня воды. Так, в период с 1910-х до 1930-х годов, соответствующим примерно 7-10 см (Рис. 2 А), все бессточные озёра Северо-Минусинской котловины переживали фазу усыхания до минимальных значений, за которой последовал резкий подъём почти до современного уровня (Rogozin et al., 2010; Rogozin et al., 2018). Приток воды усиливал меромиксию, что могло бла-

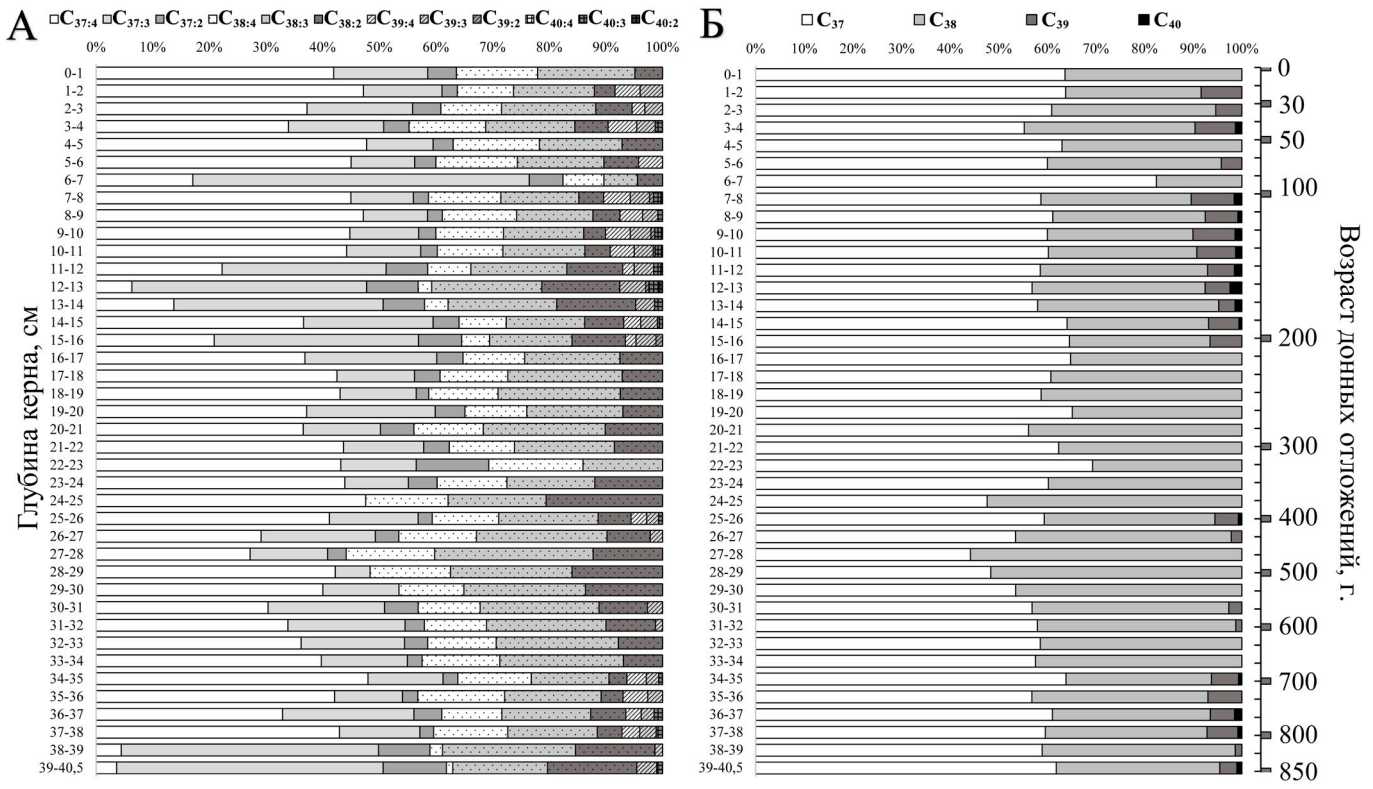


Рис.1. Относительное распределение алкенонов в оз. Шира на примере керна ICE2023 длиной 40.5 см. А – распределение всех алкенонов. Б – суммарное распределение алкенонов C_{37}, C_{38}, C_{39}, C_{40}.

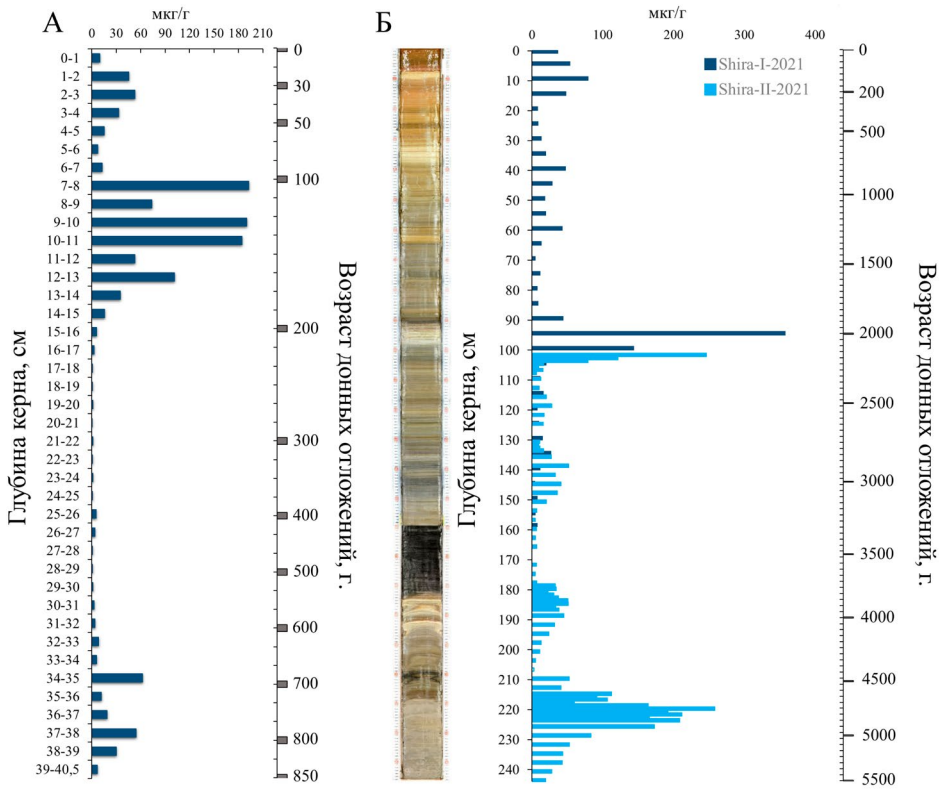


Рис.2. Вертикальное распределение общего количества алкенонов. А – количественное распределение алкенонов в замороженном керне ICE2023 (40.5 см). Б – количественное распределение алкенонов в состыкованных кернах Shira-I-21 и Shira II-21.

гоприятно сказаться на сохранности алкенонов и объяснить подобное распределение общего содержания алкенонов. Также на данном участке керна, заметен светлый слой (карбонатные слои) (Рис. 2 Б), сформировавшейся из-за падения уровня воды и, следственно, повышение солености водной среды и/или изменение видового состава алкенон-продуцентов также могло дать объяснение повышенным концентрациям длинноцепочечных алкенонов.

Подобные контрастные пики были зафиксированы и на глубине керна 34-39 см около 650-820 лет назад, которые были повторно детектированы и в верхней части керна Shira-I-21 (Рис. 2 Б) и тоже соответствовали светлым слоям керна. Схожие ситуации прослеживались и далее на глубине 94-102 см, где был обнаружен максимум общего содержания алкенонов до 355 мкг/г (около 2000 лет назад), на 138-148 см и 178-189 см. Важно отметить, что с повышением общей концентрации алкенонов в образцах наблюдался рост цепи алкенонов до C_{40}. Дополнительно, в нижней части керна Shira-II-21 на участке 220-230 см наблюдаются большие концентрации алкенонов до 256 мкг/г (Рис. 2 Б). Предварительно, это можно объяснить скоплением массивных глин начиная с 220 см (примерно 4750 лет назад) и до самого низа керна. Известно, что органические вещества, адсорбированные на глинистых поверхностях в водоемах менее подвержены разложению. В стратифицированном соленом озере, где придонные воды могут стать бескислородными, сочетание связующей глины и низкого содержания кислорода могут значительно способствовать сохранению алкенонов. Следовательно, появляется возможность предполагать, что повышенное содержание алкенонов в кернах соленых озер, испытывающих резкие колебания уровня воды может указывать на изменения солености и, следовательно, являться палео-индикатором влажности климата прилегающих территорий.

4. Выводы

В донных отложениях озера Шира (керны ICE2023, Shira-I-21, Shira-II-21) достоверно детектированы длинноцепочечные алкеноны C_{37}-C_{40}. Общая концентрация алкенонов варьировала в широких пределах (1-355 мкг/г), демонстрируя чётко выраженные пики в «светлых» карбонатных и глинистых слоях. Данные пики соответствовали интервалам понижения уровня воды (1910-1930-е гг.) и более древним глинистым отложениям (~2000 и ~4750 лет назад). Сопоставление профилей алкенонов с литологией свидетельствует о том, что их накопление максимизируется в периоды засухи и роста солёности озера, возможно, когда после притока воды усиливаются анаэробные условия придонных вод и повышается сохранность органических соединений. Также, хорошей консервации алкенонов могли способствовать глинистые отложения. Обнаруженные закономерности в распределении концентраций алкенонов в связке с литологическими изменениями подтверждают их потенциал в качестве качественного маркера палео-солености. Таким образом было показано, что профиль длинноцепочечных алкенонов в керне озера Шира возможно использовать для оценки палео-влажности на территории Северо-Минусинской котловины.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского Научного Фонда, грант № 22-17-00185-П, https://rscf.ru/en/project/22-17-00185-П/.

Конфликт интересов

Авторы не имеют конфликта интересов.

Список литературы

Зыков В.В., Рогозин Д.Ю., Калугин И.А. и др. 2012. Каротиноиды в донных отложниях озера Шира как палеоиндикатор для реконструкции состояния озера (Россия, Хакасия). Сибирский экологический журнал 19(4): 585–595.

Araie H., Nakamura H., Toney J.L. et al. 2018. Novel alkenone-producing strains of genus Isochrysis (Haptophyta) isolated from Canadian saline lakes show temperature sensitivity of alkenones and alkenoates. Organic Geochemistry 121: 89–103. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2018.04.008

Bezrukova E.V., Reshetova S.A., Kulagina N.V. et al. 2024. Vegetation and Climate in the North of the Minusinsk Basin in the Late Holocene: A Record from Shira Lake Resolved by Decade. Doklady Earth Sciences 518: 1–6. DOI: 10.1134/S1028334X2460316X

Bezrukova E.V., Tarasov P.E., Solovieva N. et al. 2010. Last glacial-interglacial vegetation and environmental dynamics in southern Siberia: Chronology, forcing and feedbacks. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 296: 185–198. DOI: 10.1016/j.palaeo.2010.07.020

Brassell S.C., Eglinton G., Marlowe I.T. et al. 1986. Molecular stratigraphy: a new tool for climate assessment. Nature 320: 129–133.

Bulkhin A.O., Zykov V.V., Marchenko D.N. et al. 2024. Long-Chain Alkenones in Sediments of Lake Utichye-3 (Southern Siberia, Khakassia) as a Paleo-Indicator of Climate Change. Contemporary Problems of Ecology 17(3): 412–423. DOI: 10.1134/S1995425524700185

Bulkhin A.O., Zykov V.V., Marchenko D.N. et al. 2023. Long-chain alkenones in the lake sediments of North-Minusinsk Valley (southern Siberia): implications for paleoclimate reconstructions. Organic Geochemistry 176: 104541. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2022.104541

Chu G., Sun Q., Li S. et al. 2005. Long-chain alkenone distributions and temperature dependence in lacustrine surface sediments from China. Geochimica et Cosmochimica Acta 69(21): 4985–5003. DOI: 10.1016/j.gca.2005.04.008

De Deckker P., Forester R.M. 1988. The use of ostracods to reconstruct continental palaeoenvironmental records. In: De Deckker P., Colin J.P., Peypouquet J.P. (Eds.), Ostracoda in the Earth Sciences. Amsterdam: Elsevier, pp. 175–199.

de Leeuw J.W., v.d. Meer F.W., Rijpstra W.I.C. et al. 1980. On the occurrence and structural identification of long chain unsaturated ketones and hydrocarbons in sediments. Physics and Chemistry of the Earth 12: 211–217. DOI: 10.1016/0079-1946(79)90105-8

He Y., Wang H., Meng B. et al. 2020. Appraisal of alkenone- and archaeal ether-based salinity indicators in mid-latitude Asian lakes. Earth and Planetary Science Letters 538: 116236. DOI: 10.1016/j.epsl.2020.116236

Last W.M., Ginn F.M. 2005. Saline systems of the Great Plains of western Canada: an overview of the limnogeology and paleolimnology. Saline Systems 1(1): 1–38. DOI: 10.1186/1746-1448-1-10

Longo W.M., Huang Y., Yao Y. et al. 2018. Widespread occurrence of distinct alkenones from Group I haptophytes in freshwater lakes: Implications for paleotemperature and paleoenvironmental reconstructions. Earth and Planetary Science Letters 492: 239–250. DOI: 10.1016/j.epsl.2018.04.002

Longo W.M., Theroux S., Giblin A.E. et al. 2016. Temperature calibration and phylogenetically distinct distributions for freshwater alkenones: Evidence from northern Alaskan lakes. Geochimica et Cosmochimica Acta 180: 177–196. DOI: 10.1016/j.gca.2016.02.019

Marlowe I.T., Green J.C., Neal A.C. et al. 1984. Long chain (n-c37-c39) alkenones in the prymnesiophyceae. distribution of alkenones and other lipids and their taxonomic significance. British Phycological Journal 19(3): 203–216. DOI: 10.1080/00071618400650221

Müller P.J., Kirst G., Ruhland G. et al. 1998. Calibration of the alkenone paleotemperature index U37K based on coretops from the eastern South Atlantic and the global ocean (60°N-60°S). Geochimica et Cosmochimica Acta 62(10): 1757–1772.

Novenko E.Y., Rudenko O.V., Mazei N.G. et al. 2022. Late Holocene vegetation and fire history in Western Putorana Plateau (subarctic Siberia, Russia). The Holocene 32(5): 433–441. DOI: 10.1177/09596836221074034

Plancq J., Cavazzin B., Juggins S. et al. 2018. Assessing environmental controls on the distribution of long-chain alkenones in the Canadian Prairies. Organic Geochemistry 117: 43–55. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2017.12.005

Rogozin D.Y., Zykov V.V., Ivanova E.A. et al. 2018. Meromixis and seasonal dynamics of vertical structure of Lake Uchum (South Siberia). Contemporary Problems of Ecology 11(2): 195–206. DOI: 10.1134/S1995425518020117

Rogozin D.Y., Genova S.V., Gulati R.D. et al. 2010. Some generalizations on stratification and vertical mixing in meromictic Lake Shira, Russia, in the period 2002-2009. Aquatic Ecology 44(3): 485–496. DOI: 10.1007/s10452-010-9328-6

Rontani J.F., Prahl F.G., Volkman J.K. 2006. Characterization of unusual alkenones and alkyl alkenoates by electron ionization gas chromatography/mass spectrometry. Rapid Communications in Mass Spectrometry 20(4): 583–588. DOI: 10.1002/rcm.2346

Rudaya N., Krivonogov S., Słowiński M. et al. 2020. Postglacial history of the Steppe Altai: Climate, fire and plant diversity. Quaternary Science Reviews 249: 106616. DOI: 10.1016/j.quascirev.2020.106616

Song M., Zhou A., He Y. et al. 2016. Environmental controls on long-chain alkenone occurrence and compositional patterns in lacustrine sediments, northwestern China. Organic Geochemistry 91: 43–53. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2015.10.009

Theroux S., Huang Y., Toney J.L. et al. 2020. Successional blooms of alkenone-producing haptophytes in Lake George, North Dakota: Implications for continental paleoclimate reconstructions. Limnology and Oceanography 65(2): 413–425. DOI: 10.1002/lno.11311

Toney J.L., Huang Y., Fritz S.C. et al. 2010. Climatic and Environmental Controls on the Occurrence and Distributions of Long Chain Alkenones in Lakes of the Interior United States. Geochimica et Cosmochimica 74: 1563–1578. DOI: 10.1016/j.gca.2009.11.021

Zhao C., Yu Z., Zhao Y. et al. 2010. Holocene millennial-scale climate variations documented by multiple lake-level proxies in sediment cores from Hurleg Lake, Northwest China. J. Paleolimnol 44: 995–1008. DOI: 10.1007/s10933-010-9469-6

Zhao J., An C., Longo W.M. et al. 2014. Occurrence of extended chain length C41 and C42 alkenones in hypersaline lakes. Organic Geochemistry 75: 48–53. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2014.06.006

Heavy metal-driven changes in the exometabolite profile of *Bacillus velezensis* S18

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Elistratova A.A., Sharipova M.R., Khilyas I.V.*

Kazan (Volga Region) Federal University, Institute of Fundamental Medicine and Biology, 18 Kremlyovskaya str., Kazan, 420008, Russia

ABSTRACT. Anthropogenic heavy metal contamination of aquatic ecosystems results in the toxic effects on microorganisms and the disruption of microbial community structures. To adapt to toxic stress, microorganisms employ various detoxification mechanisms, one of which is the biosynthesis of siderophores. In this study, we analyzed the changes in the exometabolite profile of the *Bacillus velezensis* S18 strain grown in the presence of different concentrations of heavy metals. It was demonstrated that salts of $CoCl_2 \times 6H_2O$, $AlCl_3$, $ZnSO_4$, $MnSO_4$, $NiSO_4 \times 7H_2O$, $FeCl_3 \times 6H_2O$, $CuSO_4 \times 5H_2O$ and $GaBr_3$ significantly reduced the production of catecholate and hydroxamate-type siderophores, with complete inhibition observed in the presence of Ni^{2+}, Fe^{3+}, and Cu^{2+}. HPLC profiling of exometabolites was performed, and their iron-chelating activity was evaluated using the CAS assay. These findings highlight the potential application of the *B. velezensis* S18 strain in bioremediation processes and the synthesis of broad-spectrum biochelators.

Keywords: *Bacillus*, siderophores, metal-binding metabolites, heavy metals

For citation: Elistratova A.A., Sharipova M.R., Khilyas I.V. Heavy metal-driven changes in the exometabolite profile of *Bacillus velezensis* S18 // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 834-843. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-834

1. Introduction

Ubiquitous heavy metal pollution of aquatic resources, driven by high anthropogenic pressure, exerts toxic effects on microorganisms and disrupts microbial community structures. In response to prolonged exposure to metals, microorganisms have adapted by developing comprehensive detoxification mechanisms, including reduced membrane permeability (i.e. barrier function), intra- and extracellular sequestration, active ion efflux, enzymatic detoxification and decreased cellular target affinity for toxic agents (Bruins et al., 2000). One of the most important adaptive mechanisms is the biosynthesis of siderophores—molecules with a high affinity for iron (Ahmed and Holmström, 2014). Although their primary function is the chelation and transport of ferric iron, microorganisms are also capable of using siderophores to bind other metals. Siderophore biosynthesis can be induced not only by iron deficiency but also by the presence of other heavy metals that form complexes with different stability (Butler and Theisen, 2010). Siderophores reduce the toxicity of heavy metals by chelating them and facilitating their transport into microbial cells (Schalk et al., 2011; Roskova et al., 2022).

Bacteria related to the genus *Bacillus* are widely distributed across diverse aquatic ecosystems, including rivers, lakes, seas and oceans, and play pivotal roles in maintaining microbial equilibrium and bioremediation processes (Argentino et al., 2025). Their metabolic potential, including the capacity to produce complex-forming metabolites, is actively exploited for heavy metal mobilization. The *Bacillus velezensis* species is of particular interest, as its genome contains numerous gene clusters that encode biosynthetic pathways for secondary metabolites such as polyketides (PKs) and non-ribosomal peptides (NRPs) (Prasanna et al., 2021). Siderophores are a key group of these secondary metabolites, with the bacillibactin biosynthetic cluster being the most widely distributed and prevalent among *B. velezensis* representatives (Rabbee et al., 2019).

The aim of this study is to investigate the influence of individual heavy metals on the exometabolite profile of *Bacillus velezensis* S18, with a focus on siderophore production and their iron-chelating activity. To achieve this goal, quantitative determination of siderophores, HPLC profiling, and functional analysis of metal-binding activity were performed.

*Corresponding author.
E-mail address: irina.khilyas@gmail.com (I.V. Khilyas)

Received: August 01, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

2. Materials and Methods

Preparation of solutions and cultivation conditions

Stock solutions of heavy metal salts ($CoCl_2 \times 6H_2O$, $AlCl_3$, $ZnSO_4$, $MnSO_4$, $NiSO_4 \times 7H_2O$, $FeCl_3 \times 6H_2O$, $CuSO_4 \times 5H_2O$ and $GaBr_3$) were prepared and sterilized by filtration through PES membrane filters (0. 22 μm). These stock solutions were used to adjust the metal concentrations in M9 minimal medium (g/L: Na_2HPO_4 (6.77), KH_2PO_4 (3), NH_4Cl (1), NaCl (0.5)), pH 7.0. The final concentrations of the metals in the medium were as follows: Fe^{3+} at 10 μM; Co^{2+}, Al^{3+}, Cu^{2+}, Ga^{3+} at 20 μM; Ni^{2+} and Zn^{2+} at 100 μM; Mn^{2+} at 400 μM. Additionally, the M9 medium was supplemented with 0.6% casamino acids, as well as solutions of $MgSO_4 \times 7H_2O$ and $CaCl_2$ at final concentrations of 246 μM and 100 μM, respectively. M9 medium supplemented with 2,2'-bipyridyl (50 μM) was used as control.

Determination of siderophore production

Cultivation of *B. velezensis* S18 was carried out at 30˚C with shaking at 200 rpm for 120 h. Siderophore production was determined using the methods of Arnow (Arnow, 1937) and Atkin (Atkin et al., 1970). All experiments were performed in duplicates.

Metabolite Extraction

Metabolites were extracted from the culture liquid of *B. velezensis* S18 grown in 20 ml of M9 medium containing heavy metal salts at appropriate concentrations. The culture liquid was separated from the biomass by centrifugation at 9000 rpm for 20 min. The resulting supernatant was filtered through a 0.22 μm membrane (PES Millipore Express PLUS Stericup, Millipore, USA) and filtered through C18 cartridges (Supelco Discovery DSC-18, Supelco, USA). Metabolites were eluted with 100% methanol. Eluates were concentrated on a rotary evaporator (Concentrator Plus, Eppendorf, Germany) at a temperature not exceeding 45 ˚C. The dry residue was resuspended in 50% aqueous methanol for further HPLC analysis.

High Performance Liquid Chromatography (HPLC)

HPLC analysis was performed on an UltiMate 3000 UHPLC system (Thermo Scientific Dionex, USA) using an Acclaim® PolarAdvantage II (PA2) C18 reversed-phase column (250 × 4.6 mm, 5 μm). Gradient elution was performed at a flow rate of 1 mL/min using (A) water with 0.01% vol. trifluoroacetic acid (TFA) and (B) acetonitrile:water (80:20, vol/vol) with 0.01% vol. THF. The gradient program was set as follows: 0-40 min, linear increase of phase B from 0% to 60% vol; 40-50 min, increase from 60% to 100% vol of phase B; 50-55 min, isocratic incubation at 100% B; 55-60 min, return to initial conditions (0% B) followed by column re-equilibration. Detection was performed using a photodiode detector (220 nm) and a fluorescence detector (470/530 nm).

Iron-binding activity of metabolites

To analyze the metal-chelating capacity of extracellular metabolites produced by *B. velezensis* S18 after 120h of cultivation under metal exposure, 5 μL aliquots of test samples were loaded into wells on chrome azurol S (CAS) agar plates (Payne, 1994). Formation of orange halos around the wells indicated iron-binding activity.

3. Results and discussion

Effect of Heavy Metals on Siderophore Production

Previous research confirmed that endolithic strain *B. velezensis* S18 is resistant to heavy metals and has the ability to secrete siderophores (Elistratova et al., 2024). The present study aims to evaluate the impact of aquatic toxicants, specifically heavy metals, on the iron-dependent bacterial metabolism of *B. velezensis* S18. The optimal metal concentrations (Fe^{3+}: 10 μM; Co^{2+}, Al^{3+}, Cu^{2+}, Ga^{3+}: 20 μM; Ni^{2+}, Zn^{2+}: 100 μM; Mn^{2+}: 400 μM) were determined based on literature data regarding the effects of metals on *Bacillus* siderophore activity (Gaonkar and Bhosle, 2013).

The results showed that the catechol-type siderophores produced by *B. velezensis* S18 grown in the presence of Co^{2+}, Al^{3+}, Zn^{2+}, and Ga^{3+} ranged from 4 to 16 μM, representing a 3- to 7-fold reduction compared to the metal-free control (30–54 μM; Fig. 1A). Complete inhibition of catechol-type siderophores was observed in the presence of Mn^{2+}, Ni^{2+}, Fe^{3+}, and Cu^{2+} (Fig. 1A). The accumulation of hydroxamate-type siderophores was suppressed by ≥2-fold relative to control (31–48 μM) by all heavy metals except Co^{2+} and Ga^{3+}. Siderophore biosynthesis was completely inhibited by iron, nickel and copper (Fig. 1B).

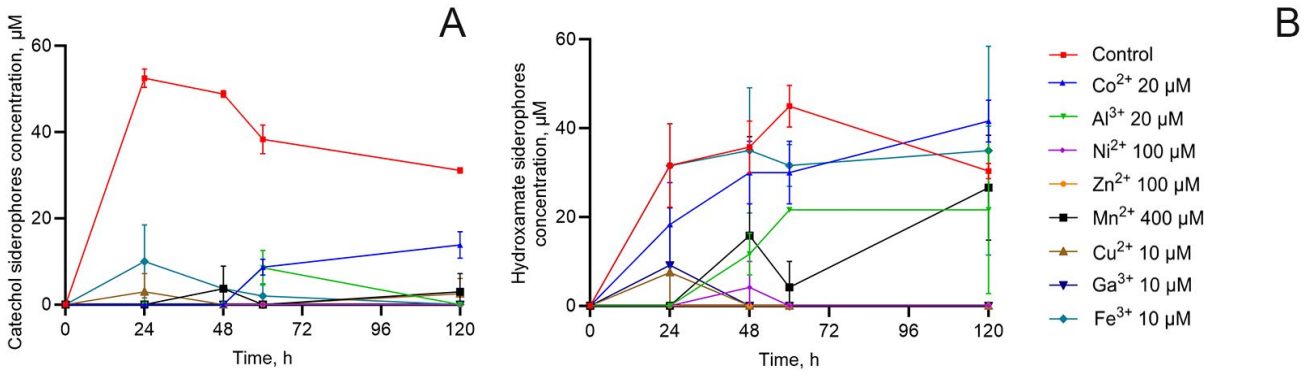


Fig.1. Production dynamics of catechol-type (A) and hydroxamate-type (B) siderophores by *Bacillus velezensis* S18 in the presence/absence of heavy metals. All experiments were performed in duplicates.

Despite the closest phylogenetic relationship between *Bacillus velezensis* and *Bacillus amyloliquefaciens*, studies have shown that the *B. amyloliquefaciens* NAR38.1 strain did not exhibit suppression of siderophore production in the presence of heavy metals in the medium (Gaonkar and Bhosle, 2013; Fan et al., 2017). *B. amyloliquefaciens NAR38.1* demonstrated neither the capacity to inhibit siderophore accumulation in the presence of Fe^{3+} ($\leq$30 μM) or Mn^{2+} ($\leq$1000 μM), and there was no significant decrease in growth. However, lower concentrations of these metals completely inhibited the growth and siderophore production of the *B. velezensis* S18 strain. Furthermore, Cu^{2+} (10 μM), Zn^{2+} (125 μM), and Co^{2+} (20 μM) stimulated siderophore biosynthesis in *B. amyloliquefaciens* NAR38.1, whereas no stimulation of catecholate or hydroxamate siderophore production was observed for *B. velezensis* S18 under the same conditions. The only exception is Al^{3+} (20 μM), which exhibited the inhibitory effect on both strains.

Previous studies demonstrated that the accumulation of hydroxamate-type siderophores (schizokinin and N-desoxyschizokinin) by *B. megaterium* ATCC 19213 significantly increased in the presence of high aluminum concentrations (10 mg/L) under iron-deficient conditions (Hu and Boyer, 1996). In contrast, cultivation of *B. velezensis* S18 in aluminum-containing media resulted in reduced accumulation of both catecholate and hydroxamate siderophores. Similarly, the enhancement of hydroxamate-type siderophores production was found for *Bacillus* sp. PZ-1 (Yu et al., 2017).

The present study established that the presence of heavy metals, particularly Ni^{2+}, Cu^{2+}, and Fe^{3+}, led to a reduction in siderophore production by *B. velezensis* S18. In contrast, other metals exhibited a less significant inhibitory effect, or alternatively, a stimulatory effect on biosynthesis of new metabolites. These findings are consistent with the results of Gaonkar and Bhosle (2013), which demonstrated the complex influence of similar metals on microbial siderophore systems. Significant differences in heavy metal tolerance and siderophore production are observed even between phylogenetically close *Bacillus* species such as *B. velezensis* and *B. amyloliquefaciens*. The phenotypic differences between the two closely related strains are presumably due to their isolation in significantly different ecological niches, resulting in divergent evolutionary adaptations to metal bioavailability and toxicity.

HPLC Profiling of exometabolites and metal-dependent changes

The HPLC profiling of the secondary metabolites of *B. velezensis* S18 revealed significant variability dependent on the presence of metals. In the culture fluid of strain S18 without heavy metals, nine major peaks were detected, which were absent in the medium with ferric iron (Fe^{3+}) (Fig. 2A). However, a single persistent metabolite (retention time (RT) 12.0 min) exhibited an exception to this trend, maintaining production in the presence of Ni^{2+}, Fe^{3+}, and Mn^{2+}. In the presence of $CuSO_4$, strain S18 exhibited the accumulation of a distinctive metabolite at RT 14.5 min. In contrast, the presence of Co^{2+} and Zn^{2+} resulted in the induction of *de novo* synthesis of compounds at RT 37.0 and 52.0 minutes, respectively (Fig. 2A). Fluorescence detection revealed four metal-sensitive peaks in the absence of the elements Ni, Fe, Mn, and Cu (Fig. 2B). However, in the presence of these metals, the peaks completely disappeared. This observation suggests that the majority of detected exometabolites of *B. velezensis* S18 might be classified as siderophores. Furthermore, the strain S18 produces fluorescent compounds, which are likely to belong to the hydroxamate-class siderophores.

A comprehensive study on the effects of individual metals (Al, U, Mn, Fe, Cd, Cu, Co, and Ni) and their mixture on *B. cereus* strain CPT56D-587-MTF demonstrated changes in the expression levels of genes involved in the biosynthesis of the catecholate-type siderophore bacillibactin (Goff et al., 2023). Notably, only the combined exposure to heavy metals, as opposed to individual metals (e.g., Ni and Cu), led to the overregulation of bacillibactin biosynthesis genes and its transporters from the Major Facilitator Superfamily (MFS).

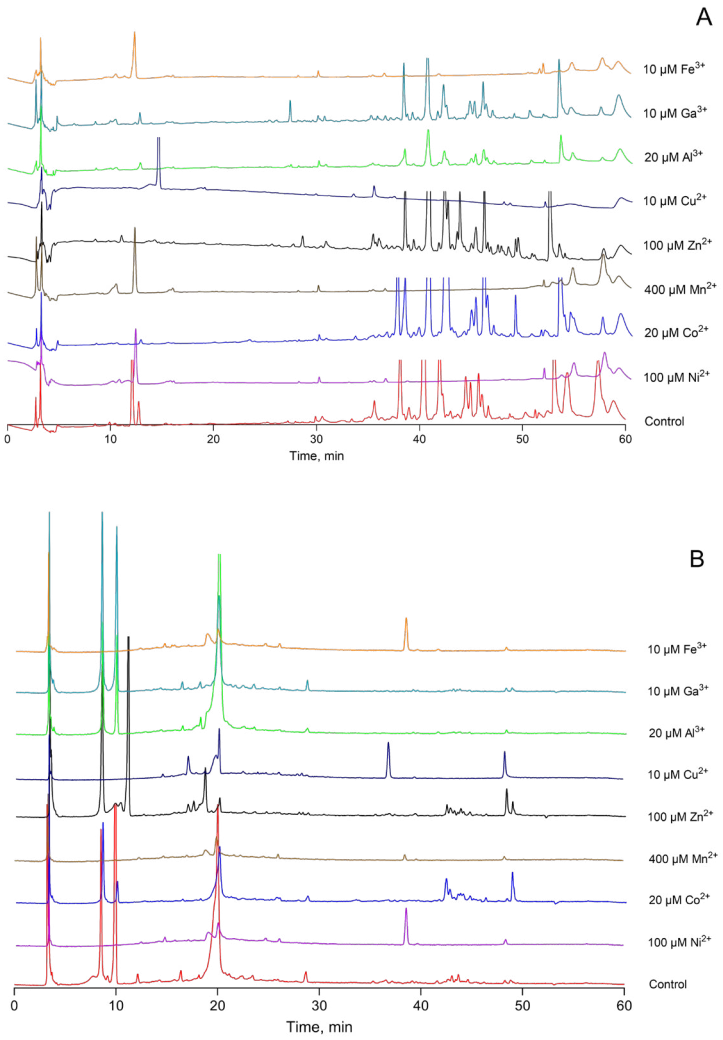


Fig.2. : Metal-induced modifications in the exometabolite profile of *B. velezensis* S18. (A) HPLC chromatograms detected at 220 nm detection and (B) fluorescence emission profile (excitation/emission 470/530 nm detection) of metabolites produced by *B. velezensis* S18 grown in the presence/absence of heavy metals. Lines correspond to the following treatments: Cu^{2+} (dark black); Zn^{2+} (black); Ni^{2+} (violet); Co^{2+} (blue); Control (red); Mn^{2+} (brown); Al^{3+} (bright green); Fe^{3+} (orange); Ga^{3+} (turquoise).

The biosynthesis of microbial siderophores is regulated by the available iron level, therefore preventing the accumulation of excess iron and the subsequent cellular damage. (Andrews et al., 2013). The inhibitory effect of Ni^{2+} and Cu^{2+} on biosynthetic enzyme systems is probably associated with their toxicity; however, in their presence, siderophore transporters exhibit up-regulation (Goff et al., 2023). Meanwhile, other metals have been observed to exert mild inhibitory effects or stimulate the synthesis of novel metal-binding metabolites. In particular, in the strain of *B. toyonensis* SFC 500-1E, up-regulation of siderophore transporters and the Fur regulator was observed in the presence of Cr(VI). (Fernandez et al., 2023).

Metal-binding activity of metabolites

In order to confirm the functional activity of the exometabolite mixtures derived from *B. velezensis* S18 culture liquid at 120 h, assays were performed on CAS agar, with halo formation being visually assessed. The control group, as well as the following compounds: $CoCl_2 \times 6H_2O$, $ZnSO_4$, $AlCl_3$, and $GaBr_3$, demonstrated positive reactions. Growth of strain S18 in media supplemented with iron, nickel, copper, or manganese salts yielded metabolites that lacked Fe(III)-chelating activity. These results align with Arnow and Atkin assay data, confirming metal-dependent regulation of siderophore biosynthesis.

Conversely, the bacterium *B. cereus* CPT56D-587-MTF exhibits enhanced siderophore upregulation exclusively in response to combined exposure to multiple heavy metals. In contrast, *B. velezensis* S18 displays metabolic plasticity characterized by the production of metabolites with Fe(III)-binding activity when exposed to individual metals such as Co^{2+}, Zn^{2+}, Al^{3+}, and Ga^{3+}. Moreover, this strain demonstrates *de novo* biosynthesis of metal-binding compounds specifically induced by Co^{2+} and Zn^{2+}.

4. Conclusion

This study provides the first evidence that the endolithic strain *Bacillus velezensis* S18 employs a unique strategy for adaptation to heavy metals through changing its exometabolome. We identified metal-specific shifts in the exometabolome characterized by (1) suppression of metabolite production in the presence of Fe^{3+} and (2) *de novo* synthesis of compounds in Co^{2+}- and Zn^{2+}-supplemented media. Furthermore, the dependence of catechol and hydroxamate siderophore production on the presence of heavy metals in the medium was revealed. These findings suggest potential applications for *B. velezensis* S18 in bioremediation processes and the development of bio-chelators with a broad spectrum of activity.

5. Funding

This research was supported by the RSF grant (Russian Science Foundation) № 24-74-00093, https://rscf.ru/en/project/24-74-00093/.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Andrews S., Norton I., Salunkhe A.S. et al. 2013. Control of iron metabolism in bacteria. Metal ions in life sciences 12: 203–239. DOI: 10.1007/978-94-007-5561-1_7. PMID: 23595674

Ahmed E., Holmström S.J. 2014. Siderophores in environmental research: roles and applications. Microbial Biotechnology 7(3): 196–208. DOI: 10.1111/1751-7915.12117

Argentino I.C.V., Godoy M.G., Seldin L. 2025. Distribution of *Bacillota* in Water and Sediments from Aquatic Environments. Microbial Ecology 88(1): 3. DOI: 10.1007/s00248-024-02482-0

Arnow L.E. 1937. Colorimetric determination of the components of 3,4-dihydroxyphenylalaninetyrosine mixtures. Journal of Biological Chemistry 118(2): 531–537. DOI: 10.1016/S0021-9258(18)74509-2

Atkin C.L., Neilands J.B., Phaff H.J. 1970. Rhodotorulic acid from species of *Leucosporidium, Rhodosporidium, Rhodotorula, Sporidiobolus,* and *Sporobolomyces*, and a new alanine-containing ferrichrome from *Cryptococcus melibiosum*. Journal of Bacteriology 103(3): 722–733. DOI: 10.1128/jb.103.3.722-733.1970

Bruins M.R., Kapil S., Oehme F.W. 2000. Microbial Resistance to Metals in the Environment. Ecotoxicology and Environmental Safety 45(3): 198–207. DOI: 10.1006/eesa.1999.1860

Butler A., Theisen R.M. 2010. Iron (III)–siderophore coordination chemistry: Reactivity of marine siderophores. Coordination chemistry reviews 254(3-4): 288–296. DOI: 10.1016/j.ccr.2009.09.010

Elistratova A.A., Shirshikova T.V., Ivoilova T.M. et al. 2024. Effect of heavy metals on the production of siderophores by an endolithic strain of *Bacillus velezensis* S18. Limnology and Freshwater Biology 4: 877–880. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-4-877

Fan B., Blom J., Klenk H.P. et al. 2017. *Bacillus amyloliquefaciens*, *Bacillus velezensis*, and *Bacillus siamensis* Form an "Operational Group *B. amyloliquefaciens*" within the *B. subtilis* Species Complex. Frontiers in Microbiology 8: 22. DOI: 10.3389/fmicb.2017.00022

Fernandez M., Callegari E.A., Paez M.D. et al. 2023. Proteomic analysis to unravel the biochemical mechanisms triggered by Bacillus toyonensis SFC 500-1E under chromium(VI) and phenol stress. Biometals 36: 1081–1108. DOI: 10.1007/s10534-023-00506-9

Gaonkar T., Bhosle S. 2013. Effect of metals on a siderophore producing bacterial isolate and its implications on microbial assisted bioremediation of metal contaminated soils. Chemosphere 93(9): 1835–1843. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.036

Goff J.L., Chen Y., Thorgersen M.P. et al. 2023. Mixed heavy metal stress induces global iron starvation response. The ISME Journal 17(3): 382–392. DOI: 10.1038/s41396-022-01351-3

Hu X., Boyer G.L. 1996. Siderophore-Mediated Aluminum Uptake by *Bacillus megaterium* ATCC 19213. Applied and Environmental Microbiology 62(11): 4044–4048. DOI: 10.1128/aem.62.11.4044-4048.1996

Payne S.M. 1994. Detection, isolation, and characterization of siderophores. Methods in Enzymology 235: 329–344. DOI: 10.1016/0076-6879(94)35151-1

Prasanna S., Prasannakumar M.K., Mahesh H.B. et al. 2021. Diversity and biopotential of *Bacillus velezensis* strains A6 and P42 against rice blast and bacterial blight of pomegranate. Archives of Microbiology 203: 4189-4199. DOI: 10.1007/s00203-021-02400-9

Rabbee M.F., Ali M.S., Choi J. et al. 2019. *Bacillus velezensis*: A Valuable Member of Bioactive Molecules within Plant Microbiomes. Molecules 24(6): 1046. DOI: 10.3390/molecules24061046

Roskova Z., Skarohlid R., McGachy L. 2022. Siderophores: an alternative bioremediation strategy? Science of the Total Environment 819: 153144. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153144

Schalk I.J., Hannauer M., Braud A. 2011. New roles for bacterial siderophores in metal transport and tolerance. Environmental microbiology 13(11): 2844–2854. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2011.02556.x

Yu S., Teng C., Bai X. et al. 2017. Optimization of Siderophore Production by *Bacillus* sp. PZ-1 and Its Potential Enhancement of Phytoextration of Pb from Soi. Journal of Microbiology and Biotechnology 27: 1500–1512. DOI: 10.4014/jmb.1705.05021

Краткое сообщение

Изменение профиля экзометаболитов *Bacillus velezensis* S18 в присутствии тяжелых металлов

Елистратова А.А., Шарипова М.Р., Хиляс И.В.*

Казанский федеральный университет, ул. Кремлевская, д.18, Казань, 420008, Россия

АННОТАЦИЯ. Загрязнение водных ресурсов тяжелыми металлами, обусловленное высокой антропогенной нагрузкой, оказывает токсическое влияние на микроорганизмы и структуру микробных сообществ. Для адаптации к токсическому воздействию микроорганизмы используют различные механизмы детоксикации, одним из которых является биосинтез сидерофоров. В рамках данной работы был выполнен анализ изменения профиля экзометаболитов штамма *Bacillus velezensis* S18, выращенного в присутствии разных концентраций тяжелых металлов. Было показано, что соли $CoCl_2 \times 6H_2O$, $AlCl_3$, $ZnSO_4$, $MnSO_4$, $NiSO_4 \times 7H_2O$, $FeCl_3 \times 6H_2O$, $CuSO_4 \times 5H_2O$ и $GaBr_3$ значительно снижали продукцию сидерофоров катехолового и гидроксаматового типов, достигая полного подавления в присутствии Ni^{2+}, Fe^{3+} и Cu^{2+}. Выполнено ВЭЖХ-профилирование экзометаболитов и оценена их железо-связывающая активность методом CAS-теста. Полученные результаты открывают перспективы использования штамма *B. velezensis* S18 в биоремедиации и синтезе биохелаторов широкого спектра действия.

Ключевые слова: *Bacillus*, сидерофоры, металлсвязывающие метаболиты, тяжелые металлы

Для цитирования: Елистратова А.А., Шарипова М.Р., Хиляс И.В. Изменение профиля экзометаболитов *Bacillus velezensis* S18 в присутствии тяжелых металлов // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 834-843. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-834

1. Введение

Повсеместное загрязнение водных ресурсов тяжелыми металлами, обусловленное высокой антропогенной нагрузкой, оказывает токсическое влияние на микроорганизмы и структуру микробных сообществ. В ответ на длительное воздействие металлами микроорганизмы выработали комплексные механизмы детоксикации: снижение проницаемости мембран (барьерная функция), внутри- и внеклеточная секвестрация, активный выброс ионов (эффлюкс), ферментативная детоксикация и снижение сродства клеточных мишеней к токсикантам (Bruins et al., 2000). Одним из ключевых адаптивных механизмов является биосинтез сидерофоров - молекул с высокой аффинностью к железу (Ahmed and Holmström, 2014). Хотя их основная функция заключается в хелатировании и транспорте труднодоступного железа, микроорганизмы способны использовать сидерофоры для связывания других металлов. Биосинтез сидерофоров может индуцироваться не только дефицитом железа, но и присутствием других тяжелых металлов, образующих с ними комплексы различной стабильности (Butler and Theisen, 2010). Сидерофоры уменьшают токсичность тяжёлых металлов благодаря их хелатированию и транспортировке внутрь клеток (Schalk et al., 2011; Roskova et al., 2022).

Бактерии рода *Bacillus*, широко распространенные в разнообразных водных экосистемах (реки, озера, моря, океаны), играют ключевую роль в поддержании баланса микробных сообществ и процессах биоремедиации (Argentino et al., 2025). Их метаболический потенциал, включая способность продуцировать комплексообразующие метаболиты, активно используется для мобилизации тяжелых металлов. Особый интерес в этом контексте представляет вид *Bacillus velezensis*, геномы штаммов которого характеризуются наличием многочисленных кластеров генов, кодирующих биосинтез вторичных метаболитов, таких как поликетиды (ПК) и нерибосомные пептиды (НРПС) (Prasanna et al., 2021). Среди вторичных метаболитов сидерофоры занимают особое место, причем биосинтетический кластер бацилибактина является наиболее консервативным и широко распространенным среди представителей *B. velezensis* (Rabbee et al., 2019).

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: irina.khilyas@gmail.com (И.В. Хиляс)

Поступила: 01 августа 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

Целью данного исследования является изучение влияния отдельных тяжелых металлов на профиль экзометаболитов *Bacillus velezensis* S18, с акцентом на продукцию сидерофоров и их железо-связывающую активность. Для достижения цели проведено количественное определение сидерофоров, ВЭЖХ-профилирование и функциональный анализ металлсвязывающей активности.

2. Материалы и методы

Подготовка растворов и условия культивирования

Стоковые растворы солей тяжелых металлов ($CoCl_2 \times 6H_2O$, $AlCl_3$, $ZnSO_4$, $MnSO_4$, $NiSO_4 \times 7H_2O$, $FeCl_3 \times 6H_2O$, $CuSO_4 \times 5H_2O$ и $GaBr_3$) готовили и стерилизовали фильтрацией через мембранные PES фильтры (0.22 мкм). Растворы вносили в минимальную среду M9 (состав, г/л: Na_2HPO_4 (6.77), KH_2PO_4 (3), NH_4Cl (1), NaCl (0.5)), pH 7.0. Конечные концентрации солей тяжелых металлов в среде M9: Fe^{3+} (10 мкМ); Co^{2+}, Al^{3+}, Cu^{2+}, Ga^{3+} (20 мкМ); Ni^{2+} и Zn^{2+} (100 мкМ); Mn^{2+} (400 мкМ). В среду M9 дополнительно вносили казаминовые кислоты (6 г/л), а также растворы $MgSO_4 \times 7H_2O$ и $CaCl_2$ до конечных концентраций 246 мкМ и 100 мкМ, соответственно. В качестве контроля использовали среду M9 с добавлением 2,2'-бипиридила (50 мкМ). Культивирование *Bacillus velezensis* S18 проводили при 30˚C, 200 об/мин, 120 часов.

Определение продукции сидерофоров

Определение продукции сидерофоров выполняли с использованием методик Арноу (Arnow, 1937) и Аткина (Atkin et al., 1970). Все эксперименты были выполнены в двух биологических повторностях.

Экстракция метаболитов

Экстракцию метаболитов проводили из культуральной жидкости *B. velezensis* S18, выращенной в 20 мл среды M9, содержащей соли тяжелых металлов в соответствующих концентрациях. Культуральную жидкость отделяли от биомассы центрифугированием при 9000 об/мин в течение 20 мин. Полученный супернатант фильтровали через мембрану 0.22 мкм (PES Millipore Express PLUS Stericup, Millipore, США) и пропускали через C18 картриджи (Supelco Discovery DSC-18, Supelco, США). Метаболиты элюировали 100% метанолом. Элюаты концентрировали на роторном испарителе (Concentrator Plus, Eppendorf, Германия) при температуре не выше 45 ˚C. Сухой остаток ресуспендировали в 50% водном метаноле для последующего анализа методом ВЭЖХ.

Высокоэффективная жидкостная хроматография (ВЭЖХ)

ВЭЖХ-анализ выполняли на системе UltiMate 3000 UHPLC (Thermo Scientific Dionex, США) с использованием обращенно-фазовой колонки Acclaim® PolarAdvantage II (PA2) C18 (250 × 4.6 мм, 5 мкм). Градиентное элюирование осуществляли со скоростью потока 1 мл/мин, применяя в качестве подвижных фаз: (A) воду с 0.01% об. трифторуксусной кислотой (ТФУ) и (B) ацетонитрил:вода (80:20, об./об.) с 0.01% об. ТФУ. Градиентную программу задавали следующим образом: 0-40 мин - линейное увеличение фазы B с 0% до 60% об.; 40-50 мин - рост с 60% до 100% об. фазы B; 50-55 мин - изократическое выдерживание при 100% B; 55-60 мин - возврат к начальным условиям (0% B) с последующей реэквилибрацией колонки. Детектирование проводили с помощью фотодиодного детектора (220 нм) и флуоресцентного детектора (470/530 нм).

Железо-связывающая активность метаболитов

Для анализа металлосвязывающей способности внеклеточных метаболитов, полученных после 120ч культивирования штамма *B. velezensis* S18 в присутствии металлов, в чашки Петри с CAS-агаром, содержащим краситель хром азурол S, вносили в лунки по 5 мкл исследуемого образца (Payne, 1994). Образование оранжевых зон вокруг лунок свидетельствовало о железосвязывающей активности.

3. Результаты и обсуждение

Влияние тяжелых металлов на продукцию сидерофоров

Предыдущее исследование подтвердило, что эндолитный штамм *B. velezensis* S18 устойчив к тяжелым металлам и обладает способностью продуцировать сидерофоры (Elistratova et al., 2024). Цель настоящего исследования - оценить влияние водных токсикантов, в частности тяжелых металлов, на железо-зависимый бактериальный метаболизм *B. velezensis* S18. Диапазон концентраций металлов (Fe^{3+}: 10 μM; Co^{2+}, Al^{3+}, Cu^{2+}, Ga^{3+}: 20 μM; Ni^{2+}, Zn^{2+}: 100 μM; Mn^{2+}: 400 μM) выбран на основе данных, приведённых в литературных источниках о влиянии металлов на сидерофорную активность бактерий рода *Bacillus* (Gaonkar and Bhosle, 2013).

Результаты показали, что концентрация сидерофоров катехолового типа, продуцируемых *B. velezensis* S18 в присутствии солей Co^{2+}, Al^{3+}, Zn^{2+} и Ga^{3+} варьировала в диапазоне 4-16 мкМ, что в 3–7 раз ниже контрольного уровня (30-54 мкМ) в среде без металлов (Рис. 1А). Полное ингибирование биосинтеза сидерофоров катехолового типа наблюдалось в присутствии Mn^{2+}, Ni^{2+}, Fe^{3+} и Cu^{2+} (Рис. 1А). Аналогично, присутствие всех тяжёлых металлов в среде, кроме Co^{2+} и Ga^{3+} ингибировало накопление сидерофоров гидроксаматового типа штаммом *B. velezensis* S18 как минимум в 2 раза по сравнению с контролем (31-48 мкМ). Железо, никель и медь полностью ингибировали биосинтез сидерофоров (Рис. 1Б).

Несмотря на филогенетическую близость *B. velezensis* и *B. amyloliquefaciens*, исследования показывают, что у штамма *B. amyloliquefaciens* NAR38.1 не наблюдалось подавления продукции сидерофоров в присутствии тяжелых металлов в среде (Gaonkar and Bhosle, 2013; Fan et al., 2017). *B. amyloliquefaciens* NAR38.1 не продемонстрировал снижения продукции сидерофоров в присутствии Fe^{3+} ($\leq$30 мкМ) или Mn^{2+} ($\leq$1000 мкМ) или значительного угнетения роста. Однако более низкие концентрации металлов полностью ингибировали рост и продук-

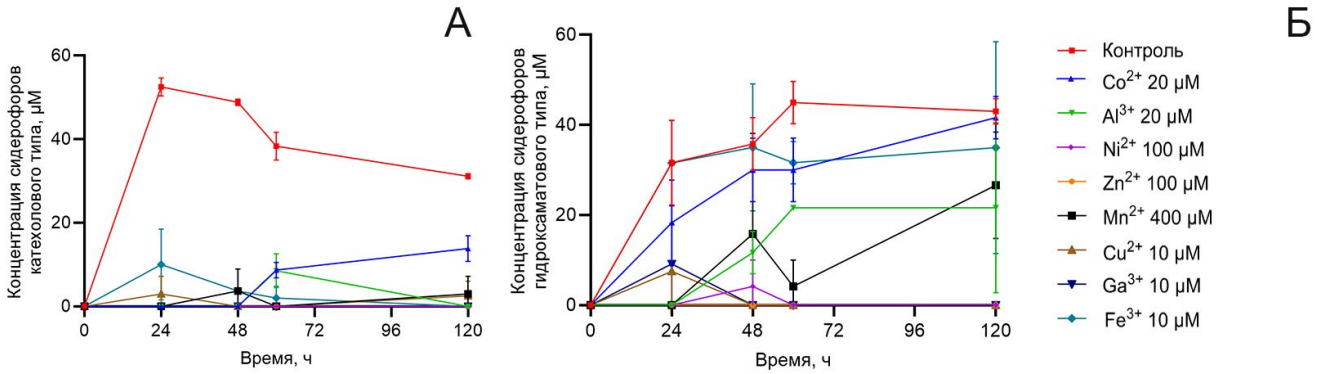


Рис.1. Динамика продукции сидерофоров катехолового (А) и гидроксаматового (Б) типов штаммом *B. velezensis* S18 в присутствии/отсутствие тяжелых металлов. Все эксперименты были выполнены в двух биологических повторностях.

цию сидерофоров штамма *B. velezensis* S18. Кроме того, Cu^{2+} (10 μM), Zn^{2+} (125 μM) и Co^{2+} (20 μM) стимулировали биосинтез сидерофоров штаммом *B. amyloliquefaciens* NAR38.1, тогда как стимуляции продукции сидерофоров катехолового и гидроксаматового типа штаммом *B. velezensis* S18 в присутствии тех же металлов не происходило. Исключение составляет наличие в среде Al^{3+} (20 μM), оказывающего ингибирующее действие на оба штамма.

Более ранние исследования показали, что накопление сидерофоров гидроксаматового типа (шизокинина и N-дезоксишизокинина) штаммом *B. megaterium* ATCC 19213 значительно увеличивается в присутствии высоких концентраций алюминия (10 мг/л) в условиях дефицита железа (Hu and Boyer, 1996). В отличие от этого, культивирование штамма *B. velezensis* S18 в среде с алюминием приводило к снижению накопления как катехолового, так и гидроксаматового типов сидерофоров. Аналогично, стимулирующее влияние соли свинца на накопления сидерофоров гидроксаматового типа было показано штаммом *Bacillus* sp. PZ-1 (Yu et al., 2017).

Таким образом, в нашем исследовании установлено, что тяжелые металлы Ni^{2+}, Cu^{2+} и Fe^{3+} подавляют продукцию сидерофоров *B. velezensis* S18, в то время как другие металлы оказывают менее выраженное ингибирующее действие или стимулируют биосинтез новых метаболитов. Полученные данные согласуются с исследованиями Gaonkar and Bhosle (2013), в которых подобные металлы проявляют комплексное влияние на микробные системы сидерофоров. Даже между филогенетически близкими видами *Bacillus* (*B. velezensis* и *B. amyloliquefaciens*) наблюдаются значительные отличия влияния тяжелых металлов в металлоустойчивости и продукции сидерофоров. Вероятно, фенотипические различия между штаммами объясняются выделением из отличающихся экологических ниш, обусловливающими различия в эволюционной адаптации к биодоступности и токсичности металлов.

ВЭЖХ-профилирование экзометаболитов и металл-зависимые изменения

В представленной работе было проведено профилирование вторичных метаболитов методом ВЭЖХ и выявлена выраженная металл-зависимая вариабельность экзометаболома *B. velezensis* S18. В культуральной жидкости штамма S18 без тяжелых металлов были задетектированы 9 мажорных пиков, которые отсутствовали в среде с трехвалентным железом (Рис. 2А). Исключение составил устойчивый метаболит (время удерживания (RT) 12.0 мин, чья продукция сохранялась также в присутствии Ni^{2+}, Fe^{3+} и Mn^{2+}. В присутствии $CuSO_4$ штамм S18 накапливал единственный метаболит с RT 14.5 мин, тогда как Co^{2+} и Zn^{2+} стимулировали *de novo* синтез соединений с RT 37.0 мин и 52.0 мин, соответственно (Рис. 2А). Флуоресцентное детектирование выявило четыре металл-чувствительных пика в контроле, полностью исчезавших в присутствии Ni, Fe, Mn и Cu (Рис. 2Б). Таким образом, полученные данные указывают, что большинство задетектированных экзометаболитов штамма *B. velezensis* S18 потенциально могут быть отнесены к сидерофорам. Кроме того, штамм продуцирует флуоресцирующие соединения, вероятно, относящиеся к гидроксаматному классу сидерофоров.

Всестороннее исследование влияния отдельных металлов (Al, U, Mn, Fe, Cd, Cu, Co и Ni) и их смеси на штамм *Bacillus cereus* str. CPT56D-587-MTF продемонстрировало изменения в уровне экспрессии генов биосинтеза сидерофора катехолового типа – бациллибактина (Goff et al., 2023). Стоит отметить, что только комплексное воздействие тяжелых металлов, в отличие от отдельных (например, Ni и Cu), приводило к сверхрегуляции бациллибактина и его транспортеров из суперсемейства MFC (Major Facilitator Superfamily).

Регуляция биосинтеза микробных сидерофоров осуществляется уровнем железа, что предотвращает его избыточное накопление и связанные с этим клеточные повреждения (Andrews et al., 2013). Вероятно, ингибирующее воздействие Ni^{2+} и Cu^{2+} на ферментные системы биосинтеза, связано с их токсичностью, однако в их присутствии наблюдается сверхрегуляция сидерофорных транспортеров (Goff et al., 2023). В тоже время другие металлы могут оказывать слабое ингибирующее действие или стимулировать синтез новых металло-связывающих метаболитов. В частности, в штамме *B. toyonensis* SFC 500-1E наблюдалась сверхрегуляция сидерофорных транспортеров и регулятора Fur в присутствии Cr(VI) (Fernandez et al., 2023).

Металл-связывающая активность метаболитов

Для подтверждения функциональной активности смеси экзометаболитов, полученных из 120ч культуральной жидкости *B. velezensis* S18, проверяли на CAS-агаре и визуально оценивали образование зон просветления. Положительные реакции зафиксированы для контроля, $CoCl_2 \times 6H_2O$, $ZnSO_4$, $AlCl_3$ и $GaBr_3$. Наличие в среде роста штамма S18 солей железа, никеля, меди и марганца приводило к формированию экзометаболитов, не обладающих Fe (III)-связывающей активностью. Полученные результаты согласуются с количественными тестами Арноу и Аткина, подтверждая металл-зависимую регуляцию биосинтеза сидерофоров.

В отличие от штамма *B. cereus* str. CPT56D-587-MTF, у которого сверхрегуляция сидерофора активируется исключительно при смешанном воздействии тяжелыми металлами, *B. velezensis* S18 демонстрирует метаболическую пластичность, реализуемую через продукцию метаболитов, обладающих Fe(III)-связывающей активностью, в присутствии отдельных металлов (Co^{2+}, Zn^{2+}, Al^{3+} и Ga^{3+}) и биосинтез *de novo* металл-связывающих соединений под воздействием Co^{2+} и Zn^{2+}.

4. Заключение

В работе впервые было продемонстрировано, что эндолитный штамм *B. velezensis* S18 реализует уникальную стратегию адаптации к тяжелым металлам по средствам изменения экзометаболомного профиля. Было выявлено металл-специфичное изменение экзометаболома путем подавления продукции метаболитов в присутствии Fe^{3+} и *de novo* биосинтез соединений в среде, содержащей соли Co^{2+} и Zn^{2+}. Кроме того, была выявлена зависимость продукции сидерофоров катехолового и гидроксаматового типов от присутствия тяжелых металлов в среде. Установленные закономерности открывают новые возможности для применения штамма *B. velezensis* S18 в процессах биоремедиации и получения биохелаторов широкого спектра действия.

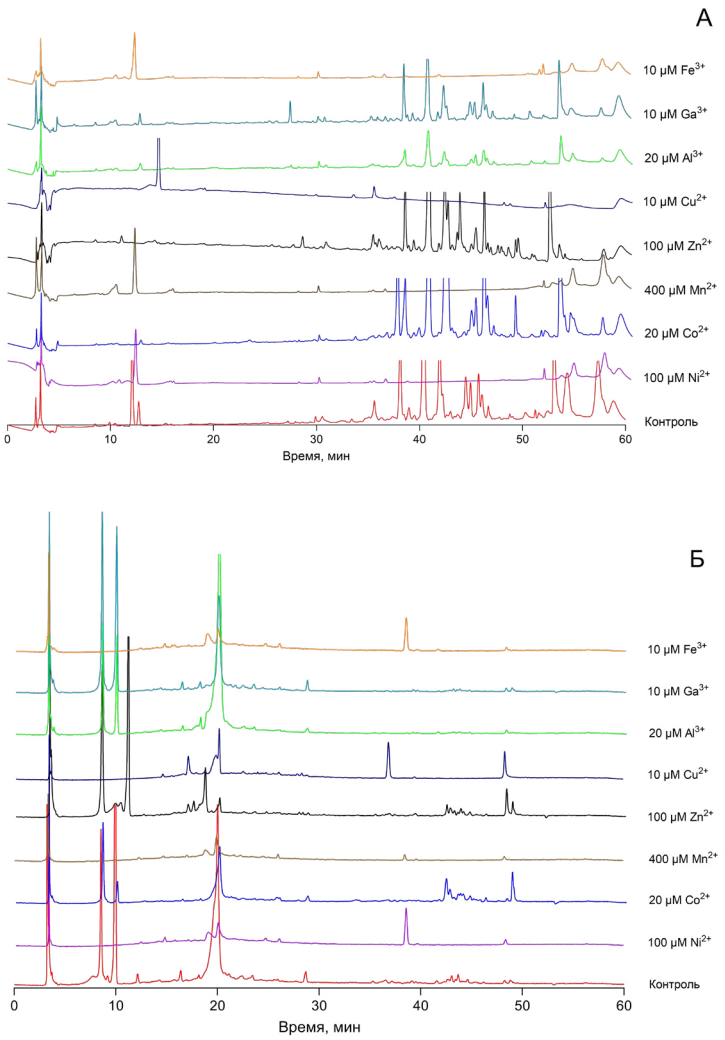


Рис.2. Металл-индуцированные изменения профиля экзометаболитов *B. velezensis* S18. (А) ВЭЖХ хроматограммы при длине волны 220 нм и (Б) флуоресцентные спектры (возбуждение/эмиссия 470/530 нм) метаболитов из культуральной жидкости *B. velezensis* S18. Линии соответствуют следующим условиям: Cu^{2+} (темно-синяя); Zn^{2+} (черная); Ni^{2+} (фиолетовая); Co^{2+} (синяя); контроль (красная); Mn^{2+} (коричневая); Al^{3+} (ярко-зеленая); Fe^{3+} (оранжевая); Ga^{3+} (бирюзовая).

Финансирование

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 24-74-00093, https://rscf.ru/project/24-74-00093/.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Andrews S., Norton I., Salunkhe A.S. et al. 2013. Control of iron metabolism in bacteria. Metal ions in life sciences 12: 203–239. DOI: 10.1007/978-94-007-5561-1 7. PMID: 23595674

Ahmed E., Holmström S.J. 2014. Siderophores in environmental research: roles and applications. Microbial Biotechnology 7(3): 196–208. DOI: 10.1111/1751-7915.12117

Argentino I.C.V., Godoy M.G., Seldin L. 2025. Distribution of *Bacillota* in Water and Sediments from Aquatic Environments. Microbial Ecology 88(1): 3. DOI: 10.1007/s00248-024-02482-0

Arnow L.E. 1937. Colorimetric determination of the components of 3,4-dihydroxyphenylalaninetyrosine mixtures. Journal of Biological Chemistry 118(2): 531–537. DOI: 10.1016/S0021-9258(18)74509-2

Atkin C.L., Neilands J.B., Phaff H.J. 1970. Rhodotorulic acid from species of *Leucosporidium, Rhodosporidium, Rhodotorula, Sporidiobolus,* and *Sporobolomyces*, and a new alanine-containing ferrichrome from *Cryptococcus melibiosum*. Journal of Bacteriology 103(3): 722–733. DOI: 10.1128/jb.103.3.722-733.1970

Bruins M.R., Kapil S., Oehme F.W. 2000. Microbial Resistance to Metals in the Environment. Ecotoxicology and Environmental Safety 45(3): 198–207. DOI: 10.1006/eesa.1999.1860

Butler A., Theisen R.M. 2010. Iron (III)–siderophore coordination chemistry: Reactivity of marine siderophores. Coordination chemistry reviews 254(3-4): 288–296. DOI: 10.1016/j.ccr.2009.09.010

Elistratova A.A., Shirshikova T.V., Ivoilova T.M. et al. 2024. Effect of heavy metals on the production of siderophores by an endolithic strain of *Bacillus velezensis* S18. Limnology and Freshwater Biology 4: 877–880. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-4-877

Fan B., Blom J., Klenk H.P. et al. 2017. *Bacillus amyloliquefaciens*, *Bacillus velezensis*, and *Bacillus siamensis* Form an "Operational Group *B. amyloliquefaciens*" within the *B. subtilis* Species Complex. Frontiers in Microbiology 8: 22. DOI: 10.3389/fmicb.2017.00022

Fernandez M., Callegari E.A., Paez M.D. et al. 2023. Proteomic analysis to unravel the biochemical mechanisms triggered by Bacillus toyonensis SFC 500-1E under chromium(VI) and phenol stress. Biometals 36: 1081–1108. DOI: 10.1007/s10534-023-00506-9

Gaonkar T., Bhosle S. 2013. Effect of metals on a siderophore producing bacterial isolate and its implications on microbial assisted bioremediation of metal contaminated soils. Chemosphere 93(9): 1835–1843. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.06.036

Goff J.L., Chen Y., Thorgersen M.P. et al. 2023. Mixed heavy metal stress induces global iron starvation response. The ISME Journal 17(3): 382–392. DOI: 10.1038/s41396-022-01351-3

Hu X., Boyer G.L. 1996. Siderophore-Mediated Aluminum Uptake by *Bacillus megaterium* ATCC 19213. Applied and Environmental Microbiology 62(11): 4044–4048. DOI: 10.1128/aem.62.11.4044-4048.1996

Payne S.M. 1994. Detection, isolation, and characterization of siderophores. Methods in Enzymology 235: 329–344. DOI: 10.1016/0076-6879(94)35151-1

Prasanna S., Prasannakumar M.K., Mahesh H.B. et al. 2021. Diversity and biopotential of *Bacillus velezensis* strains A6 and P42 against rice blast and bacterial blight of pomegranate. Archives of Microbiology 203: 4189-4199. DOI: 10.1007/s00203-021-02400-9

Rabbee M.F., Ali M.S., Choi J. et al. 2019. *Bacillus velezensis*: A Valuable Member of Bioactive Molecules within Plant Microbiomes. Molecules 24(6): 1046. DOI: 10.3390/molecules24061046

Roskova Z., Skarohlid R., McGachy L. 2022. Siderophores: an alternative bioremediation strategy? Science of the Total Environment 819: 153144. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153144

Schalk I.J., Hannauer M., Braud A. 2011. New roles for bacterial siderophores in metal transport and tolerance. Environmental microbiology 13(11): 2844–2854. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2011.02556.x

Yu S., Teng C., Bai X. et al. 2017. Optimization of Siderophore Production by *Bacillus* sp. PZ-1 and Its Potential Enhancement of Phytoextration of Pb from Soi. Journal of Microbiology and Biotechnology 27: 1500–1512. DOI: 10.4014/jmb.1705.05021

Coastal-aquatic vegetation of the freshwater Curonian Lagoon and opportunities for its economic use

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Gorbunova J.A.*, Aleksandrov S.V.

Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36, Nakhimovsky Prosp., Moscow, 117997, Russia

ABSTRACT. The Curonian Lagoon is a large lagoon with predominantly freshwater conditions, where coastal-aquatic vegetation develops intensively. *Phragmites australis* dominates in the coastal zone, forming a biomass exceeding 1000 g/m^2, as well as *Scirpus lacustris*. Maximum of biomass is in August-September. Its potential use should be balanced with environmental measures. Negative impact on bird nesting, fish spawning can be minimized by harvesting during the winter season. After the completion of the growing season, the dry mass of aboveground shoots of *Ph. australis*, unlike other species, exhibits minimal reduction, allowing it to be used as a useful renewable resource (building material, fuel, etc.). Appropriate harvesting techniques during the winter period (e.g., cluster mowing) and the utilization of reeds forming dense stands in the coastal zone, beyond addressing economic objectives, will facilitate the preservation of biotopes and enhance habitat conditions in coastal areas (e.g., fishery amelioration).

Keywords: coastal-aquatic vegetation, reed, eutrophication, economic use, lagoon

For citation: Gorbunova J.A., Aleksandrov S.V. Coastal-aquatic vegetation of the freshwater Curonian Lagoon and opportunities for its economic use // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 844-857. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-844

1. Introduction

Coastal-aquatic vegetation is a vital component of ecosystems, contributing substantially to overall biological productivity. Extensive areas of lagoons, bays, and river deltas along the Baltic Sea are covered by coastal-aquatic vegetation, predominantly by reed beds (Iital et al., 2012; Karstens et al., 2019). Coastal-aquatic vegetation, particularly the common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.), represents a valuable renewable resource with potential for regional applications, including environmental restoration, the production of renewable energy, and the provision of building materials.

The Curonian Lagoon is the largest lagoon in Europe (area 1,584 km^2, volume 6.2 km^3, average depth 3.8 m), separated from the Baltic Sea by a spit, which is characterized by freshwater conditions due to weak water exchange with the sea and large river runoff (Ferrarin et al., 2008). Based on the concentration of nutrients and the abundance of phytoplankton, the lagoon is classified as a highly eutrophic water body (Aleksandrov et al., 2018). During summer and autumn, water "blooming" is observed, which exerts an adverse impact on the coastal zone (Aleksandrov and Smirnova, 2023). Extensive shallow water, freshwater, and high content of nutrients create favorable conditions for the development of coastal aquatic vegetation. A relatively small number of species are dominant, which is typical for eutrophic freshwater bodies. Intensive growth of common reed (*Ph. australis*) and lakeshore bulrush (*Scirpus lacustris* L.) cover a significant part of the Russian coast from the Neman River delta to the southern part of the Curonian Spit (Fish..., 1985; Feldman, 2006). Coastal-aquatic vegetation plays an important habitat-forming role in the lagoon ecosystem. In particular, the wetlands of the Curonian Lagoon belong to the type of coastal freshwater lagoons, according to the Ramsar Convention. A significant part of the coastal zone in the Baltic Sea region is located in protected areas, including Natura 2000 sites, including part of the water area and catchment basin of the Curonian Lagoon (Kaziukonyte et al., 2021).

Available literature data allow us to characterize the composition of coastal and aquatic vegetation of the Curonian Lagoon, but its quantitative characteristics and productivity are poorly studied, in particular, there is no information on the seasonal dynamics of the biomass of dominant species. There are preliminary estimates of the biomass and area of overgrowth in the coastal zone (Feldman, 2006), according to which common reed dominates in the Curonian Lagoon. Reed has been used for many centuries, including in the Baltic

*Corresponding author.
E-mail address: julia_gorbunova@mail.ru (J.A. Gorbunova)

Received: August 01, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

region, for various purposes, such as building materials, fuel, and feed for farm animals. In the modern period, traditional uses of reed have diminished, but it has become a promising useful resource for energy production, including biogas and bioethanol, as well as for the removal of nutrients from water supply systems and wastewater treatment (Iital et al., 2012).

The aim of the research was to characterize the seasonal dynamics of the biomass of the dominant species of coastal-aquatic vegetation in the Curonian Lagoon ecosystem and to consider the possibility of its use as a useful renewable resource.

2. Materials and Methods

2.1. Description of the research area

The southern coast of the Curonian Lagoon, for which the analysis of coastal-aquatic vegetation was carried out is characterized by relatively shallow depth and freshwater. The observation site (54°56′N, 20°41′E) was located in the Primorskaya harbor (Fig. 1). The harbor was founded in the 15th century and currently represents a section of the bay water area, protected from the western and northern sides by an L-shaped mole, with a total length of 500 m. The width of the bay itself is about 200 m. The Malaya Moryanka River flows into the bay from the western side of the mole. The soils in the bay are predominantly silty, on the outer side - sandy, with shell rock in places. The site was chosen in such a way that the coastal-aquatic vegetation thickets were well developed, which is facilitated by the hydrodynamic conditions created by the protective coastal structures. For the southern part of the bay, in general, the concentrations of nutrients (nitrogen, phosphorus) on average for 2019-2022 were the lowest for the Russian water area, especially in the spring due to the lack of significant river runoff (Stashko and Aleksandrov, 2023). However, locally near the shore there may be increased concentrations of nitrogen and phosphorus due to their input from small rivers, in particular the Malaya Moryanka River.

2.2. Analyzed material

Data on coastal aquatic vegetation were obtained at the model site during the growing season (May-November 2022), as well as at the end of the winter period (March 2023) (Gorbunova and Aleksandrov, 2024). To determine the biomass, vegetation was mown down over an area of 0.25 m^2, followed by measurement of the fresh and air-dry mass. The studies were carried out according to generally accepted methods and identification guides (Katanskaya, 1981; Tsvelev, 2000).

An additional assessment of the composition and distribution of coastal-aquatic vegetation of the Curonian Lagoon was carried out on the basis of literary sources describing studies from the end of the 19th century. An analysis of the resource potential of coastal-aquatic vegetation and its role in water de-eutrophication was carried out on the basis of literary data, mainly for the Baltic region.

3. Results and discussion

3.1. Composition of coastal-aquatic vegetation

The vegetation composition of the coastal zone of the Curonian Lagoon includes up to 225 plant species from 142 genera and 56 families. The first data were obtained in the late 19th century and continued in 1955-1957 in the northern Lithuanian part of the lagoon (Minkevičius and Pipinis, 1959). Modern studies of the species composition were carried out at the beginning of the 21st century, including the Russian part of the Curonian Spit (Gerb and Sokolov, 2011). The composition of typical and mass species has not undergone significant changes over the past century. The majority of species (over 80%) belong to the group of near-water plants growing in the coastal zone at varying distances from the water's edge. True aquatic plants (hydrophytes) constitute approximately 10% of the total number of species, among them the most common are pondweed species (Potamogeton), hornwort (*Ceratophyllum demersum* L.), and yellow water lily (*Nuphar lutea* (L.) Smith). A small number of species classified as amphibious plants (helophytes) are widespread, among them common reed and lakeshore bulrush predominate. Coastal-aquatic vegetation is primarily represented by freshwaters species, a few halophytes are noted in the northern part near the sea channel.

The Curonian Lagoon is dominated by common reed, which is a key species in coastal and wetland ecosystems, usually forming reed beds. According to the results of geobotanical mapping in the Russian waters of the Curonian Lagoon, continuous thickets of com-

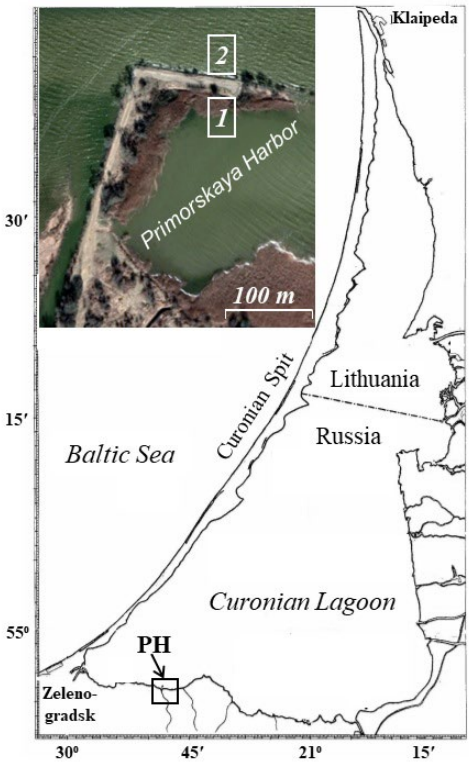


Fig.1. Sampling scheme in Primorskaya Harbor (PH) (1, 2 - sampling sites) and its location in the Curonian Lagoon (source Google Earth, image taken on 04.03.2022).

mon reed, as well as lakeshore bulrush, cover a significant part of the coast: from the Neman River delta on the eastern coast to the southern part of the Curonian Spit on the western coast and further along the spit in cluster areas (Feldman, 2006). Coastal-aquatic vegetation is arranged in belts, forming distinctive biocenoses. Thickets of common reed occupy depths of up to 0.5-1.0 m, extending 20 to 150–200 m into the lagoon. Toward the land, these thickets turn into floodplain meadows, especially in the area of the Neman River delta. Thickets of lakeshore bulrush are found behind common reed communities in areas with depths ranging from a few tens of centimeters to 1.0–1.5 m. Among the thickets of common reed and lakeshore bulrush, as well as deeper and further from the shore, aquatic plants (hydrophytes) occur.

Coastal-aquatic vegetation, particularly reed thickets, is most developed on the eastern coast, where the Nemunas River delta is located, and on the southern coast of the Curonian Lagoon. In the western part, along the Curonian Spit, vegetation is significantly less developed. Over the past 50 years, there has been an increase in the area of overgrowth, particularly along the Curonian Spit, where a trend of gradual expansion of common reed and a noticeable advancement of the hydrophyte belt have been observed (Gerb and Sokolov, 2011). These processes may indicate the influence of increasing eutrophication of the Curonian Lagoon.

According to earlier geobotanical studies of the southern coast of the Curonian Lagoon, where the observation site was located, continuous thickets of common reed are characteristic, with isolated patches of lakeshore bulrush occurring at greater depths (Feldman, 2006). A study of coastal-aquatic vegetation in 2022 showed that the greatest species diversity and biomass of vegetation were observed on the inner side of the Primorskaya Harbor, characterized by more stable hydrodynamic conditions. The belt of coastal aquatic vegetation was up to 50 m wide. From the shore to depths of 0.8–1.0 m, common reed (*Ph. australis*) developed intensively, followed by lakeshore bulrush (*S. lacustris*), narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia* L.), simplestem bur-reed (*Sparganium erectum* L.), and flowering rush (*Butomus umbellatus* L.). Aquatic plants (hydrophytes) were represented by yellow water lily (*Nuphar lutea* (L.) Smith), perforated pondweed (*Potamogeton perfoliatus* L.), and coontail (*Ceratophyllum demersum* L.). On the outer side of the harbor, which is regularly exposed to wave action, there was no continuous belt of coastal aquatic vegetation. Common reed grew along the shore. At a distance of 20–50 meters from the shore, patchy thickets of lakeshore bulrush and flowering rush, with diameters of 10–15 m, were observed. Hydrophytes were represented by perfoliate pondweed.

3.2. Seasonal dynamics of biomass

Monthly studies on the model site during the vegetation season (May-November 2022), as well as at the end of the winter period (March 2023) made it possible to assess seasonal changes in the biomass of common species of coastal-aquatic vegetation (Fig. 2). The dynamics of their biomass was characterized by an increase until the end of the hydrological summer in September. At the end of spring (May 22), the air-dry mass of common reed was 116 g/m^2, and that of lakeshore bulrush and narrow-leaved cattail was 57 and 44 g/m^2, respectively. Significant growth occurred in June, when during the month the mass of reed and bulrush, in particular, increased by 7 and 5 times. In the summer, the growth rate decreased, especially of common reed, but the increase in biomass continued until September. In mid-September, the maximum air-dry mass of all species was noted, reaching 1433 g/m^2 for common reed and 672 g/m^2 for lakeshore bulrush. A feature of the distribution in this area was the very high biomass of narrow-leaved cattail and simplestem bur-reed (up to 1386 and 408 g/m^2 in September). The biomass of hydrophytes (yellow water lily, perforated pondweed) was significantly lower (15-75 g/m^2).

In October-November, under the influence of external environmental factors (low solar radiation, cooling of water and air), growth ceased and biomass degradation began (Fig. 2). The time of the onset of degradation and its intensity varied significantly among species. By mid-November, the biomass of lakeshore bulrush, simplestem bur-reed, and flowering rush decreased by 50%, and narrow-leaved cattail by 30%. At the same time, the biomass of common reed changed by only 3%. Reed thickets were well preserved after the end of active vegetation, which makes this species a convenient object for harvesting in the winter. A late winter survey (5 March 2023) showed that the air-dry mass of reed shoots was 980 g/m^2, a decrease of 32% compared to the period of highest green biomass in September 2022. Other summer dominant species were not represented by above-ground biomass at the site during the winter. Small change in reed biomass in the winter (March) compared to the summer maximum (July) was noted, in particular for the eastern coast of the Baltic Sea, which allows its use in economic activities (Köbbing et al., 2013).

The data on the air-dry biomass of the dominant species of common reed and lakeshore bulrush obtained at the model site on the southern coast of the Curonian Lagoon in July 2022 (1055 and 491 g/m^2) are close to the estimates obtained in July for the northern part of the lagoon (787-1220, on average 919 g/m^2 and 202-760, on average 406 g/m^2) (Minkevičius and Pipinis,

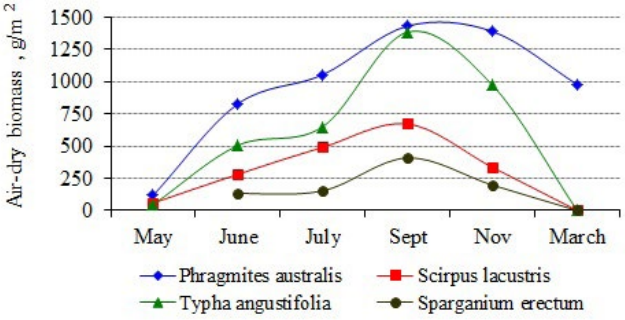


Fig.2. Biomass seasonal dynamics of the main species of coastal-aquatic vegetation in the Primorskaya harbor of the Curonian Lagoon.

1959). They are also comparable with the average values obtained in August for the entire southern part of the lagoon: common reed 993 g/m², lakeshore bulrush 470 g/m² (Feldman, 2006). At the same time, previous estimates made in July-August may underestimate the biomass, since our studies showed the highest biomass of common reed and lakeshore bulrush in September - 1433 and 672 g/m². Common reed is the most widespread and abundant species in the coastal zones of the Baltic Sea and its biomass indicated for the coast of Finland, Sweden, Estonia averages 500-1000 g/m² (Iital et al., 2012; Komulainen et al., 2008). The biomass of this species in the Curonian Lagoon allows us to classify this water body as the most productive in terms of the development of coastal aquatic vegetation, which confirms the highly eutrophic status of this freshwater lagoon ecosystem (Aleksandrov et al., 2018).

3.3. Opportunities for economic use of coastal-aquatic vegetation

Coastal-aquatic vegetation is potentially important as a renewable resource given its high growth rate, resistance to annual harvesting, and growth in coastal areas where valuable agricultural crops are not cultivated. This primarily applies to common reed and lakeshore bulrush, as the abundance and growth area of other species is significantly smaller. The first published studies of reed and bulrush stocks in the Curonian Lagoon as an object for potential use were carried out in July 1955 in the northern part of the lagoon, where these species occupy large areas in the Neman River delta. Common reed and lakeshore bulrush grew on 875 and 365 ha, and their air-dry biomass was 8.3 and 1.2 thousand tons. For the entire bay, the total biomass of these species was presumably estimated at 20 thousand tons, which provided potential for industrial use. The reed production in the lagoon (787-1220 g/m²) was many times higher than in the most overgrown lakes of Lithuania (40-135 g/m²) (Minkevičius and Pipinis, 1959). The southern part of the lagoon was investigated in August 2005 and the area of common reed thickets, according to preliminary estimates, was 480 ha, lakeshore bulrush - 305 ha, and stocks were 4.9 and 1.4 thousand tons of air-dry mass (Feldman, 2006).

The abundance and high biomass of coastal-aquatic vegetation along most of the Curonian Lagoon coast make it a potential object for economic use. Reed has great cultural significance in the Baltic Sea region, and its use has a long tradition. Until the end of the 19th century, dried reed remained the most important roofing material in rural areas and small towns. With the advent of new roofing materials, its use declined, but today thatched roofs have become a status symbol in some wealthy countries. Local residents value the use of reed as a building material, and it is part of their regional identity (Karstens et al., 2019). Naturally dried reed harvested in winter is used for this purpose, and from 1 ha it is possible to cover up to 100 m² of roof, which can last at least 50 years (Iital et al., 2012). Houses with reed roofs are still popular, and annual harvesting of reeds is carried out in Denmark, Germany, Estonia and other countries. Currently, reed is also beginning to be used as a renewable resource for the production of insulation material for walls, floors and roofs, including areas remote from its growth. Its production is less demanding in terms of the quality of the raw material and, thanks to its properties, it maintains a good indoor climate (Köbbing et al., 2013).

Reed has been used for heating since olden times. It is collected in early spring (March-April), when it has the lowest moisture content and produces less ash. The disadvantage is its low density and the large volume it takes up during storage and transportation. Therefore, its use for heating is only practical in areas where it grows (no further than 50 km) (Köbbing et al., 2013). Efficient use of reed for heating is possible by crushing and pressing it into briquettes or granules, which allows achieving a heat output of 17-18 MJ/kg, making reed comparable to wood, but 50-80% lower than coal (Iital et al., 2012). According to calculations, with an air-dry biomass of reed of 500 g/m², indicated for the Baltic Sea coast, from 1 ha it is possible to obtain an energy output equal to the consumption of 1 house in Finland (Komulainen et al., 2008), and for the Curonian Lagoon the biomass of reed is 2 times higher.

An important criterion for the collected raw material is the moisture content of the stems, which for roofing should be up to 18%, and for the production of fuel briquettes and pellets - < 20% (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). Studies on a model plot showed that during the period of active growth in May-June 2022, the moisture content in the above-ground parts of the reed was 69-72%, decreasing to 52% in July and then remaining stable until the end of the growing season (November) (Fig. 3). Over the winter, by the beginning of March, the moisture content decreased to 14%, which is optimal for use as a building material and heating.

Reed is traditionally used in agriculture, where it has been used for centuries for grazing livestock (cows, sheep, goats, etc.), and has also been collected as a forage plant, including in the Baltic region (Karstens et al., 2019). The composition of the above-ground parts of the plant (stem, leaves) at full maturity contains 11% protein, 36% cellulose, 3% fat, in addition, the high content of nitrogen, potassium and manganese makes it a good forage plant for ruminants without additional processing costs (Ryadnov and Davydova, 2013). Reed thickets are used for grazing in spring and summer, when the shoots are green and soft, and the water level

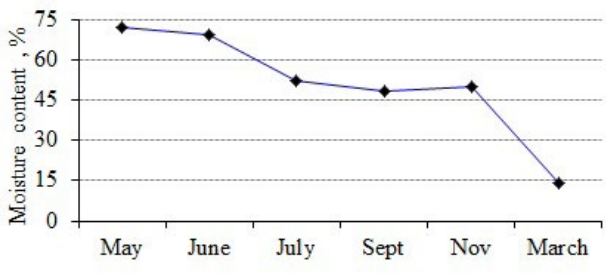


Fig.3. Moisture content in the above-ground parts of *Phragmites australis.*

is low enough, but the number of shoots and growth rate in the following season are significantly reduced. More often, reed is cut in summer and stored as winter feed for livestock (Köbbing et al., 2013). Its dry matter content is 83-85%, including protein - 7-11%, fiber - 24-29%, its nutritional value is the same as that of spring barley and oat straw, but it contains twice as much protein (Ryadnov and Davydova, 2013).

In the modern period, these traditional uses of reed have significantly decreased, but it has become a promising resource for energy production, including biogas and biofuels (bioethanol), the production of fertilizers, and the removal of nutrients in wastewater treatment (Iital et al., 2012; Hansson and Fredriksson, 2004).

3.4. Optimal timing for harvesting coastal-aquatic vegetation

Taking into account the prospects for using coastal-aquatic vegetation, primarily common reed, the choice of timing and methods of collection is relevant, including in the coastal zone of the Curonian Lagoon.

As studies on the model site have shown, the highest biomass of coastal aquatic vegetation of the Curonian Lagoon was observed in late summer - early autumn. Reed that harvested in summer has a higher nutrient content than its dry biomass in winter. It can be used as feed for farm animals, for the production of fertilizers or compost, as well as biogas (Köbbing et al., 2013; Hansson and Fredriksson, 2004), in particular, such recommendations were given by experts for lagoon and estuarine ecosystems of the Baltic region (Karstens et al., 2019). For these purposes, reed harvested in the Kaliningrad region can potentially be used. It should also be taken into account that in the summer it is possible to collect other species (lakeshore reed, narrow-leaved cattail, simplestem bur-reed, etc.), the biomass of which degrades in late autumn.

Despite a number of positive aspects of summer harvesting, it is necessary to take into account a number of important restrictions that exist for the coastal zone. The thickets of coastal aquatic vegetation are the spawning and fattening grounds of juvenile and adult fish of the most important commercial species (roach, bream, etc.) (Fish..., 1985). Summer harvesting may have a negative impact on the reproduction of fish stocks in the Curonian Lagoon, which is an important fishery reservoir in the Baltics. In particular, according to the Fishing Rules, there is a fishing ban in the summer (until August 31) for many species (roach, perch, etc.) in the coastal zone (up to 1 km from the shore). Thickets of coastal aquatic vegetation also play an important role for nesting and seasonal habitat of birds. In the Lithuanian part of the Curonian Lagoon (which accounts for 25% of the water area), 30,000-48,000 waterbirds are recorded in June-September (Morkūnė et al., 2020). The high abundance of waterfowl served as the basis for the creation of protected areas (Natura 2000 and others) in a significant part of the coastal zone in the Baltic Sea region, including the Lithuanian part of the water area and catchment area of the Curonian Lagoon (Kaziukonyte et al., 2021). In the Russian part of the Curonian Lagoon, the Curonian Spit National Park (a UNESCO World Heritage Site) is located along the western coast, and in the eastern part, near the mouth of the Neman River, the "Dune" State Nature Reserve was created to protect waterfowl and waterbirds.

The negative impact of coastal-aquatic vegetation harvesting on ichthyofauna, birds and other animals can be minimized if it is carried out in winter. It is necessary to use the correct haymaking method, allowing to preserve biotopes. It is important that the phytomass is not completely removed, but in clusters. Large areas of vegetation should be mowed down to no more than 40-60% of the total area of the land. The remaining thickets should be located in wide strips; for fish spawning in the coastal zone, it is recommended to leave clusters 5 m wide from the shore. This procedure will ensure an optimal hydrochemical regime in the central part of the thickets; remaining strips of vegetation can serve as haven for birds and for fish spawning.

Winter harvesting can also reduce economic costs when the coastal waters freeze (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). It should be taken into account that in winter, only reed can be harvested in the coastal zone of the Curonian Lagoon, while the above-water biomass of other common species, such as lakeshore bulrush, has been decomposed by this period, as demonstrated, in particular, by observations at the model site on March 5, 2023. Reed thickets tolerate winter pruning well due to the developed underground rhizomes. This can even increase the above-ground biomass of reed in the subsequent vegetation period (Köbbing et al., 2013). Winter harvesting is used in most areas of the Baltic Sea, which minimizes conflicts with nature conservation and also provides good raw material for traditional uses of reed, such as building material or heating (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). Naturally dried reed harvested in winter in the coastal zone of the Curonian Lagoon is suitable for these purposes.

3.5. Ecosystem significance of the use of coastal-aquatic vegetation

Historically, the wetlands along the Baltic Sea were very heterogeneous with a wide range of species. Biodiversity was also supported by traditional use of coastal wetlands (grazing, haymaking and harvesting for building). In modern times, due to a significant reduction in these activities for economic reasons or due to conservation measures, common reed has spread and replaced other species in many wetlands (Karstens et al., 2019; Köbbing et al., 2013). Due to its high competitive ability, common reed can form a monoculture with few associated species, thereby limiting habitat diversity and reducing the biodiversity of birds and mammals. In some areas of the Baltic Sea coast, reed harvesting is used as a conservation measure, for example to create diverse habitats for ground-nesting birds (Köbbing et al., 2013)

The overgrowth of coastal-aquatic vegetation (common reed, lakeshore bulrush, etc.) along the

shores of the Curonian Lagoon and at the mouths of the rivers flowing into it (Nemonin, Matrosovka, etc.) leads to disruption of spawning migration routes and reduction of fish spawning grounds. Removal of reed and bulrush thickets in river mouths and in the coastal part of the lagoon is an important component of fishery melioration, alongside with the measures of clearing the mouths and channels from siltation and deposits of sand and soil.

In the coastal zone of the Curonian Lagoon, the utilization of coastal-aquatic vegetation serves not only economic purposes but also addresses pressing challenges related to enhancing coastal biodiversity and augmenting fish stocks. The negative impact of collecting coastal aquatic vegetation on ichthyofauna, birds and other animals can be minimized by conducting these activities during winter. In particular, fishery melioration work is strictly limited during the spawning period.

4. Conclusion

The Curonian Lagoon, the largest lagoon of the Baltic Sea, is characterized by extensive shallow waters, freshwater conditions, and high concentrations of nutrients, which create favorable conditions for the development of coastal-aquatic vegetation. The vegetation is dominated by a relatively small number of species, which is typical for eutrophic freshwater bodies. In the coastal zone of the Curonian Lagoon, common reed (*Ph. australis*) predominates, typically forming dense reed beds with a biomass exceeding 1000 g/m^2 during peak development. In the composition of coastal-aquatic vegetation, high biomass also has lakeshore bulrush, narrow-leaved cattail, straight bur-reed, with air-dried biomass in certain areas during summer can exceeds 400 - 1000 g/m^2. The largest biomass of coastal aquatic vegetation is formed in late summer – early autumn (August-September) and can be utilized as feed for livestock, for the production of fertilizers or compost, as well as biogas. The use of coastal-aquatic vegetation should be balanced with environmental measures in the coastal zone of the Curonian Lagoon. The negative impact on bird nesting and fish spawning can be minimized if harvesting in winter. After the end of the vegetation season, the biomass of dry aboveground reed shoots decreases slightly, allowing them to be collected and used as a useful renewable resource (building material, fuel, etc.). Reed-covered roofs are a long-standing tradition in the Baltic Sea region, including in the territory that became part of the Kaliningrad Oblast. Reviving the traditional use of reeds for roofing, alongside the adoption of new technologies for producing eco-friendly insulation and construction materials, could generate additional income and facilitate potential exports, thereby enhancing regional connectivity. Adherence to the correct harvesting method allows preserving the original biotopes. In the coastal zone of the Curonian Lagoon, the utilization of coastal-aquatic vegetation, beyond its economic benefits, can be important for solving urgent problems of improving the biological diversity of coastal areas and increasing fish stocks.

Acknowledgements

The analysis of scientific information on macrophytes and their use was obtained within the state assignment of Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for I0 RAS (theme No. FMWE-2024-0025).

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. Baltica 31(1): 1–12. DOI: 10.5200/baltica.2018.31.01

Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. Inland Water Biology 16(6): 1043–1051. DOI: 10.1134/S1995082923060032

Feldman M.V. 2006. Assessment of the distribution and stock of aerohydrophytes in the Russian part of the Curonian Lagoon. Issues in the Study and Conservation of the Natural and Cultural Heritage of the Curonian Spit National Park 4: 173–176.

Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. Hydrobiologia 611(1): 133–146. DOI: 10.1007/s10750-008-9454-5

Fish Resources of the Curonian Lagoon: Characteristics, Rational Use, and Ways to Increase Productivity. 1985. Kaliningrad.

Gorbunova J.A., Aleksandrov S.V. 2024. Seasonal dynamics of macrophytes of the Curonian Lagoon. In: Problems of geography of the Urals and adjacent territories: Proceedings of the III International scientific and practical conference, Chelyabinsk, May 24–25, 2024. Chelyabinsk: OOO "Kray Ra": pp. 231–235.

Gerb M.A., Sokolov A.A. 2011. Coastal-aquatic and shoreline vegetation of the Curonian Lagoon within the boundaries of the Curonian Spit National Park. Issues in the Study and Conservation of the Natural and Cultural Heritage of the Curonian Spit National Park 7: 5–18.

Hansson P.A., Fredriksson H. 2004. Use of summer harvested common reed (Phragmites australis) as nutrient source for organic crop production in Sweden. Agriculture, Ecosystems and & Environment 102(3): 365–375. DOI: 10.1016/j.agee.2003.08.005

Iital A., Klõga M., Kask Ü. et al. 2012. Reed harvesting. Compendium: An Assessment of Innovative and Sustainable Uses of Baltic Marine Resources. In: Schultz-Zehden A., Matczak M. (Eds.). Gdansk: Maritime Institute in Gdansk, pp. 103–124.

Karstens S., Inácio M., Schernewski G. 2019. Expert-based evaluation of ecosystem service provision in coastal reed wetlands under different management regimes. Frontiers in environmental science 7(63): 1–16. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00063

Katanskaya V.M. 1981. Aquatic plants of continental water bodies of the USSR: Research methods. Leningrad: Nauka.

Kaziukonyte K., Lesutiene J., Gasiunaite Z. et al. 2021. Expert-based assessment and mapping of ecosystem services potential in the Nemunas Delta and Curonian Lagoon region, Lithuania. Water 13: 2728. DOI: 10.3390/w13192728

Köbbing J., Thevs N., Zerbe S. 2013. The utilisation of reed (Phragmites australis): a review. Mires and Peat 13: 1–14.

Komulainen M., Simi P., Hagelberg E. et al. 2008. Reed energy - possibilities of using the common reed for energy generation in Southern Finland. Reports from Turku University of Applied Sciences 67.

Minkevicius A., Pipinis I. 1959. Overview of the flora and vegetation of the Curonian Lagoon. Curonian Lagoon. Vilnius: Academy of Sciences of the Lithuanian SSR: 109–133.

Morkūnė R., Petkuvienė J., Bružas M. et al. 2020. Monthly abundance patterns and the potential role of waterbirds as phosphorus sources to a hypertrophic Baltic lagoon. Water 12: 1392. DOI: 10.3390/w12051392

Ryadnov A.I., Davydova S.A. 2013. Potential use of southern reed as fodder for cattle. Bulletin of the Lower Volga Agro-University Complex 1(29): 115–120.

Stashko A.V., Aleksandrov S.V. 2023. Features of the spatial distribution of hydrochemical parameters in the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2018–2022. Aquatic Bioresources and Environment 6(1): 104–117. DOI: 10.47921/2619-1024-2023

Tsvelev N.N. 2000. Identification Guide to Vascular Plants of Northwestern Russia. St. Petersburg: SPKFA.

Оригинальная статья

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Прибрежно-водная растительность пресноводного Куршского залива и возможности ее хозяйственного использования

Горбунова Ю.А.*, Александров С.В.

Институт океанологии имени П.П. Ширшова РАН, Нахимовский пр., 36, Москва, 117997, Россия

АННОТАЦИЯ. Куршский залив – крупная лагуна с преимущественно пресноводными условиями, в которой интенсивно развивается прибрежно-водная растительность. В прибрежной зоне доминирует тростник обыкновенный, создавая биомассу выше 1000 г/м^2, а также камыш озерный. Наибольшая биомасса формируется в августе-сентябре. Ее потенциальное использование должно быть сбалансировано с природоохранными мероприятиями. Негативное воздействие на гнездование птиц, нерест рыб может быть сведен к минимуму при сборе в зимний период. После завершения вегетации масса сухих надземных побегов тростника, в отличие от других видов, снижается незначительно, позволяя использовать его как полезный возобновляемый ресурс (строительный материал, топливо и др.). Правильная методика сбора в зимний период (например, кластерное выкашивание) и использование тростника, образующего заросли в прибрежной зоне, кроме экономических задач, позволит сохранить биотопы и улучшить условия обитания в прибрежных районах (рыбохозяйственная мелиорация).

Ключевые слова: прибрежно-водная растительность, тростник, эвтрофирование, хозяйственное использование, лагуна

Для цитирования: Горбунова Ю.А., Александров С.В. Прибрежно-водная растительность пресноводного Куршского залива и возможности ее хозяйственного использования // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 844-857. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-844

1. Введение

Прибрежно-водная растительность - важный компонент экосистемы, формирующий часть общей биологической продуктивности. Обширные районы лагун и заливов, дельты рек вдоль Балтийского моря покрыты прибрежно-водной растительностью, в которой преобладают заросли тростника (Iital et al., 2012; Karstens et al., 2019). Прибрежно-водная растительность, прежде всего тростник обыкновенный, является ценным возобновляемым ресурсом, и ее использование имеет потенциал для региональных решений, в частности для восстановления окружающей среды или для получения возобновляемых источников энергии и строительного материала.

Куршский залив – крупнейшая лагуна Европы (площадь 1584 км^2, объем 6,2 км^3, средняя глубина 3,8 м), отделенная от Балтийского моря косой, для которой из-за слабого водообмена с морем и большого речного стока характерны пресноводные условия (Ferrarin et al., 2008). По концентрации биогенных элементов и обилию фитопланктона лагуна относится к высокоэвтрофным водоемам (Aleksandrov et al., 2018). Летом и осенью отмечается «цветение» воды, которое оказывает неблагоприятное воздействие на прибрежную зону (Aleksandrov and Smirnova, 2023). Обширное мелководье, пресноводность, высокое содержание биогенных веществ создают благоприятные условия для развития прибрежно-водной растительности. Массовыми являются сравнительно небольшое число видов, что характерно для эвтрофных пресноводных водоемов. Интенсивное развитие тростника обыкновенного, а также камыша озерного, охватывают значительную часть российского побережья от дельты реки Неман до южной части Куршской косы (Рыбные..., 1985; Фельдман, 2006). Прибрежно-водная растительность выполняет важную средообразующую роль в лагунной экосистеме. В частности, водно-болотные угодья Куршского залива относятся к типу приморских пресноводных лагун, согласно Рамсарской конвенции. Значительная часть прибрежной зоны в регионе Балтийского моря расположены в охраняемых районах, включая территории Natura 2000, в том числе часть акватории и водосборного бассейна Куршского залива (Kaziukonyte et al., 2021).

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: julia_gorbunova@mail.ru (Ю.А. Горбунова)

Поступила: 01 августа 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

Имеющиеся литературные данные позволяют характеризовать состав прибрежно-водной растительности Куршского залива, но ее количественные характеристики и продуктивность слабо изучены, в частности, отсутствует информация о сезонной динамике биомассы массовых видов. Существуют предварительные оценки биомассы и площади зарастания прибрежной зоны (Фельдман, 2006), согласно которым в Куршском заливе доминирует тростник обыкновенный. Тростник многие столетия, в том числе в балтийском регионе, используется для различных целей, как строительный материал, топливо, корм для сельскохозяйственных животных. В современный период традиционные виды использования сократились, однако тростник стал перспективным полезным ресурсом для производства энергии, включая биогаз и биоэтанол, а также удаления биогенных веществ из систем водоснабжения и при очистке сточных вод (Iital et al., 2012).

Целью исследований была характеристика сезонной динамики биомассы доминирующих видов прибрежно-водной растительности в лагунной экосистеме Куршского залива и рассмотрение возможности ее использования как полезного возобновляемого ресурса.

2. Материалы и методы

2.1. Описание области исследования

Южное побережье Куршского залива, для которого выполнялся анализ прибрежно-водной растительности, характеризуются относительно небольшой глубиной и пресноводностью. Рассматриваемый участок располагается в гавани Приморской (54˚56′N, 20˚41′ E) (Рис. 1). Гавань была основана в XV веке и в настоящее время представляет собой участок акватории залива, защищенный с западной и северной сторон Г-образным молом, общей протяженностью 500 м. Ширина собственно бухты составляет около 200 м. С западной стороны от мола впадает река Малая Морянка. Грунты в бухте преимущественно илистые, с внешней стороны – песчаные, местами ракуша. Участок был выбран таким образом, чтобы заросли прибрежно-водной растительности были хорошо развиты, чему способствуют гидродинамические условия, созданные защитными береговыми сооружениями. Для южного района залива, в целом концентрации биогенных элементов (азота, фосфора) в среднем за 2019-2022 гг. были наименьшими для российской акватории, особенно весной из-за отсутствия значительного поступления речного стока (Сташко и Александров, 2023). Однако локально у берега могут быть повышенные концентрации азота и фосфора за счет их выноса небольшими реками, в частности рекой Малая Морянка.

2.2. Анализируемый материал

Данные по прибрежно-водной растительности были получены на модельном участке в течение вегетационного сезона (май-ноябрь 2022 г.), а также в конце зимнего периода (март 2023 г.) (Горбунова и Александров, 2024). Для определения биомассы производились укосы растительности площадью по 0,25 м^2 с последующим определением сырой и воздушно-сухой массы. Исследования проводились согласно общепринятым методикам и определителям (Катанская, 1981; Цвелев, 2000).

Дополнительная оценка состава и распространения прибрежно-водной растительности Куршского залива была выполнена на основе литературных источников, описывающих исследования с конца XIX века. Анализ ресурсного потенциала прибрежно-водной растительности и ее роли в деэвтрофировании вод проведен на основе литературных данных, преимущественно для балтийского региона.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Состав прибрежно-водной растительности

Состав растительности прибрежной зоны Куршского залива включает до 225 видов растений из 142 родов и 56 семейств. Первые сведения были получены в конце XIX века и продолжены в 1955-1957 гг. в северной литовской части водоема (Минкявичус и Пипинис, 1959). Современные исследования видового состава выполнены в начале XXI века, в том числе на российской части Куршской косы (Герб и Соколов, 2011). Состав типичных и массовых видов не претерпел существенных изменений за последнее столетие. Большинство видов (более 80%) относится к группе околоводных растений, произрастающих в прибрежной зоне на различном

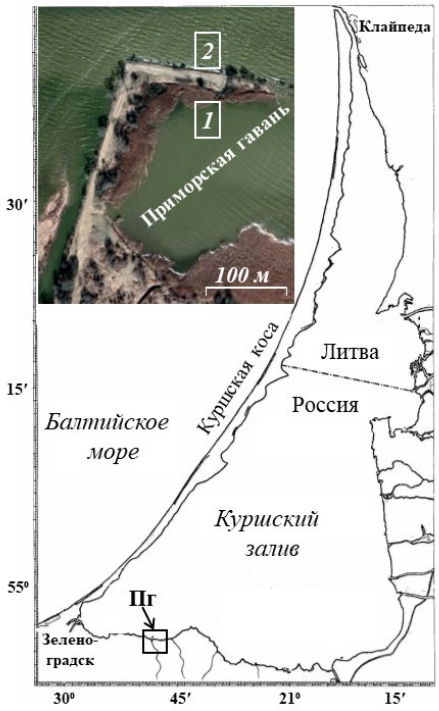


Рис.1. Схема отбора в Приморской гавани (Пг) (1, 2-места отбора проб) и ее расположение в Куршском заливе (источник Google Earth, снимок 04.03.2022 г.).

отдалении от уреза воды. Настоящие водные растения (гидрофиты) составляют ~10% общего числа видов, среди них наиболее распространены рдесты, роголистник погруженный, кубышка желтая. Массовыми являются небольшое число видов, относящихся к воздушно-водным растениям (гелофиты), среди них преобладают тростник обыкновенный и камыш озерный. Прибрежно-водная растительность представлена в основном видами характерными для пресных вод, немногочисленные галофиты отмечаются в северной части у морского пролива.

В Куршском заливе доминирует тростник обыкновенный, который является ключевым видом в прибрежных и водно-болотных экосистемах, обычно образуя тростниковые заросли. По результатам геоботанического картирования на российской акватории Куршского залива сплошные заросли тростника обыкновенного, а также камыша озерного, охватывают значительную часть побережья: от дельты реки Неман на восточном побережье до южной части Куршской косы на западном побережье и далее вдоль косы отдельными участками (Фельдман, 2006). Прибрежно-водная растительности расположена поясами, формируя своеобразные биоценозы. Заросли тростника обыкновенного занимают глубины до 0,5-1,0 м, распространяясь на расстояние от 20 до 150-200 м вглубь залива. В направлении суши эти заросли переходят в пойменные луга, особенно в районе дельты р. Неман. Заросли камыша озерного встречаются за сообществами тростника в местах с глубиной от нескольких десятков сантиментов до 1,0-1,5 м. Среди зарослей тростника и камыша, а также глубже и удаленнее от берега, произрастают водные растения (гидрофиты).

Прибрежно-водная растительность, прежде всего тростниковые заросли, наиболее развита на восточном, где расположена дельта р. Неман, и на южном побережье залива. В западной части, вдоль Куршской косы, растительность развита значительно слабее. В последние 50 лет произошло увеличение площади зарастания, в частности, вдоль Куршской косы, где наблюдается тенденция постепенного разрастания тростника обыкновенного и заметно продвижение пояса гидрофитов (Герб и Соколов, 2011). Эти процессы могут свидетельствовать о влиянии увеличения эвтрофирования Куршского залива.

По данным ранее выполненных геоботанических исследований для южного побережья Куршского залива, где располагался участок наблюдений, характерны сплошные заросли тростника обыкновенного и глубже расположены отдельные участки камыша озерного (Фельдман, 2006). Изучение прибрежно-водной растительности в 2022 г. показало, что наибольшие видовое разнообразие и биомасса растительности наблюдались с внутренней стороны Приморской гавани, характеризующейся более стабильными гидродинамическими условиями. Пояс прибрежно-водной растительности составлял ширину до 50 м. От берега до глубин 0,8 – 1,0 м интенсивно развивался тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Stend.), следом за ним – камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.), рогоз узколистный (*Typha angustifolia* L.), ежеголовник прямой (*Sparganium erectum* L.), сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.). Водные растения (гидрофиты) были представлены кубышкой желтой (*Nuphar lutea* (L.) Smith), рдестом пронзеннолистным (*Potamogeton perfoliatus* L.), роголистником погруженным (*Ceratophyllum demersum* L.). С внешней стороны гавани, регулярно подвергаемой волновому воздействию, сплошной пояс прибрежно-водной растительности отсутствовал. Вдоль берега произрастал тростник обыкновенный. На расстоянии 20-50 м от берега были расположены куртинные заросли камыша озерного и сусака зонтичного диаметром 10-15 м. Гидрофиты были представлены рдестом пронзеннолистным.

3.2. Сезонная динамика биомассы

Ежемесячные исследования на модельном участке в вегетационной сезон (май-ноябрь 2022 г.), а также в конце зимнего периода (март 2023 г.) позволили оценить сезонные изменения биомассы массовых видов прибрежно-водной растительности (Рис. 2). Динамика их биомассы характеризовалось увеличением до конца гидрологического лета в сентябре. В конце весны (22 мая) воздушно-сухая масса тростника обыкновенного составляла 116 г/м^2, а камыша озерного и рогоза узколистного 57 и 44 г/м^2 соответственно. Значительный рост происходил в июне, когда в течение месяца масса тростника и камыша, в частности, увеличивалась в 7 и 5 раз. В летний период скорость роста снижалась, особенно тростника обыкновенного, но увеличение биомассы продолжалось до сентября. В середине сентября отмечены максимальные показатели воздушно-сухой массы всех исследованных растений, достигая для тростника обыкновенного 1433 г/м^2 и камыша озерного 672 г/м^2. Особенностью распределения на данном участке была очень высокая биомасса рогоза узколистного и ежеголовника прямого (до 1386 и 408 г/м^2 в сентябре). Биомасса гидрофиты (кубышка желтая, рдест пронзеннолистный) была существенно ниже (15-75 г/м^2).

В октябре-ноябре под действием внешних факторов среды (низкая солнечная радиация, охлаждение воды и воздуха) происходило прекращение

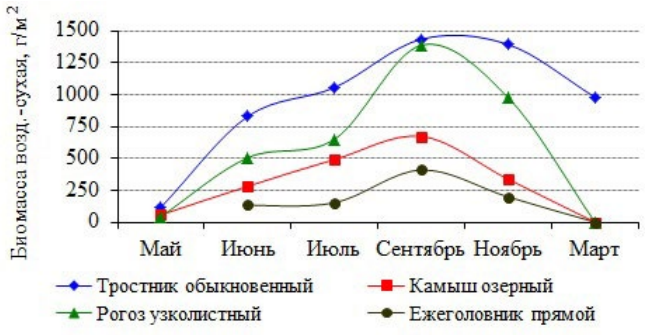


Рис.2. Сезонная динамика биомассы основных видов прибрежно-водной растительности в Приморской гавани Куршского залива.

роста, и начиналась деградация биомассы (Рис. 2). Время начала деградации, и ее интенсивность существенно различалась у видов. К середине ноября биомасса камыша озерного, ежеголовника прямого, сусака зонтичного снижалась на 50%, рогоз узколистного на 30%. В тоже время биомасса тростника обыкновенного изменялась всего на 3%. Заросли тростника хорошо сохранялись после завершения активной вегетации, что делает этот вид удобным объектом сбора в зимний период. Исследование в конце зимы (5 марта 2023 г.) показало, что воздушно-сухая масса сухих побегов тростника составляла 980 г/м^2, снизившись на 32% по сравнению с периодом наибольшей зеленой биомассы в сентябре 2022 г. Другие доминирующие летом виды не были представлены наземной биомассой на модельном участке в зимний период. Небольшое изменение биомассы тростника за зимний период (март) по сравнению с летним максимумом (июль) указывалось, в частности для восточного побережья Балтийского моря, что позволяет его использовать в хозяйственной деятельности (Köbbing et al., 2013).

Полученные на модельном участке на южном побережье Куршского залива данные по воздушно-сухой надводной биомассе доминирующих видов тростника обыкновенного и камыша озерного в июле 2022 г. (1055 и 491 г/м^2) близки к оценкам, полученным в июле для северной части водоема (787-1220, в среднем 919 г/м^2 и 202-760, в среднем 406 г/м^2) (Минкявичус и Пипинис, 1959). Также они сопоставимы со средним величинам, полученными в августе для всей южной части лагуны: тростник обыкновенный 993 г/м^2, камыш озерный 470 г/м^2 (Фельдман, 2006). При этом предыдущие оценки, выполненные в июле-августе могут недоучитывать биомассу, так как наши исследования показали наибольшую биомассу тростника обыкновенного и камыша озерного в сентябре - 1433 и 672 г/м^2. Тростник обыкновенный является наиболее распространенным и массовым видом прибрежных зон Балтийского моря и его биомасса указываемая для побережья Финляндии, Швеции, Эстонии составляет в среднем 500-1000 г/м^2 (Iital et al., 2012; Komulainen et al., 2008). Биомассы этого вида в Куршском заливе позволяют отнести этот водоем к наиболее продуктивным по развитию прибрежно-водной растительности, что подтверждает высокоэвтрофный статус этой пресноводной лагунной экосистемы (Aleksandrov et al., 2018).

3.3. Перспективы хозяйственного использования прибрежно-водной растительности

Прибрежно-водная растительность потенциально важна как возобновляемый ресурс с учетом высокой скорости роста, устойчивости к ежегодному сбору, а также произрастанию на прибрежной территории, где не выращиваются ценные сельскохозяйственные культуры. Прежде всего, это относится к тростнику обыкновенному и камышу озерному, так как обилие и площадь произрастания других видов значительно меньше. Первые опубликованные исследования запасов тростника и камыша Куршского залива, как объекта для потенциального использования, были выполнены в июле 1955 г. в северной части лагуны, где в дельте р. Неман эти виды занимают большие площади. Тростник обыкновенный и камыш озерный произрастали на 875 и 365 га, а их воздушно-сухая биомасса составляла 8,3 и 1,2 тыс. тонн. Для всего залива общая биомасса этих видов предположительно была оценена в 20 тыс. тонн, что давало потенциальную возможность промышленного использования. Продукция тростника в заливе (787-1220 г/м^2) была многократно выше, чем в наиболее заросших озерах Литвы (40-135 г/м^2) (Минкявичус и Пипинис, 1959). Южная часть лагуны была исследована в августе 2005 г. и площадь зарослей тростника обыкновенного по предварительной оценке составила 480 га, камыша озерного - 305 га, а их запас – 4,9 и 1,4 тыс. тонн воздушно-сухой массы (Фельдман, 2006).

Распространение на большей части побережья Куршского залива и высокие биомассы прибрежно-водной растительности позволяют рассматривать ее как потенциальный объект для хозяйственного использования. Тростник имеет большое культурное значение в регионе Балтийского моря, и его использование составляет давнюю традицию. До конца XIX века высушенный тростник оставался важнейшим кровельным материалом в сельской местности и небольших городах. С появлением новых кровельных материалов его использование сократилось, однако сегодня тростниковые крыши стали символом статуса в некоторых богатых странах. Местные жители ценят использование тростника в качестве строительного материала, и это является частью их региональной идентичности (Karstens et al., 2019). Для этих целей используют естественно высушенный, заготовленный зимой тростник, и с 1 га можно покрыть до 100 м^2 крыши, которая может прослужить не менее 50 лет (Iital et al., 2012). Дома с тростниковыми крышами по-прежнему популярны, ежегодная заготовка тростника выполняется в Дании, Германии, Эстонии и других странах. В настоящее время тростник также начинают использовать как возобновляемый ресурс для производства изоляционного материала для стен, полов и крыш, в том числе в районах удаленных от его произрастания. Его изготовление менее требовательно к качеству сырья и благодаря своим свойствам он поддерживает хороший микроклимат в помещении (Köbbing et al., 2013).

Тростник издавна использовался для отопления. Его собирали в начале весны (март-апрель), когда он имеет наименьшую влажность и дает меньше золы. Недостатком является низкая плотность и большой объем, занимаемый при хранении и транспортировке. Поэтому его использование для отопления целесообразно только в районах произрастания (не дальше 50 км) (Köbbing et al., 2013). Эффективное использования тростника для отопления возможно путем измельчения и прессования в брикеты или гранулы, которое позволяет достичь

теплоотдачи 17-18 МДж/кг, что делает тростник сопоставимым с древесиной, но на 50-80% ниже угля (Iital et al., 2012). Согласно подсчетам при воздушно-сухой биомассе тростника 500 г/м^2, указываемой для побережья Балтийского моря, с 1 га можно получить выход энергии равный потреблению 1 домом в Финляндии (Komulainen et al., 2008), а для Куршского залива биомасса тростника в 2 раза выше.

Важным критерием собираемого сырья является влажность стеблей, которая для кровли должна быть до 18%, а при производстве топливных брикетов и гранул - < 20% (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). Исследования на модельном участке показали, что в период активного роста в мае-июне 2022 г. содержание влаги в наземных частях тростника было 69-72%, снижаясь до 52% в июле и затем оставалось стабильным до конца вегетационного периода (ноябрь) (Рис. 3). За зиму к началу марта содержание влаги уменьшилось до 14%, что является оптимальным для использования как строительного материала и отопления.

Тростник традиционно применяют в сельском хозяйстве, где он веками использовался для выпаса скота (коровы, овцы, козы и другие), а также собирался как кормовое растение, в том числе в странах балтийского региона (Karstens et al., 2019). Состав наземных частей растения (стебель, листья) в период полного созревания содержит 11% протеина, 36% клетчатки, 3% жиров, кроме того высокое содержание азота, калия и марганца делает его хорошим кормовым растением для жвачных животных без дополнительных затрат на обработку (Ряднов и Давыдова, 2013). Заросли тростника используют для выпаса весной и летом, когда побеги зеленые и мягкие, а уровень воды достаточно низок, но при этом значительно уменьшается число побегов и скорость роста в последующий сезон. Чаще тростник срезают летом и хранят как зимний корм для скота (Köbbing et al., 2013). Содержание сухого вещества в нем составляет 83-85%, в том числе протеина – 7-11%, клетчатки – 24-29%, его питательность такая же, как у яровой ячменной и овсяной соломы, однако белка вдвое больше (Ряднов и Давыдова, 2013).

В современный период эти традиционные виды использования тростника значительно сократились, однако он стал перспективным ресурсом для производства энергии, включая биогаз и биотоплива (биоэтанол), получения минеральных удобрений, а также удаления биогенных веществ при очистке сточных вод (Iital et al., 2012; Hansson and Fredriksson, 2004).

3.4. Оптимальные сроки сбора прибрежно-водной растительности

С учетом перспектив использования прибрежно-водной растительности, прежде всего тростника обыкновенного, актуален выбор сроков и методов сбора, в том числе в прибрежной зоне Куршского залива.

Как показали исследования на модельном участке, наибольшая биомасса прибрежно-водной растительности Куршского залива наблюдалась в конце лета – начале осени. Тростник, собранный летом, имеет более высокое содержание питательных веществ, чем его сухая биомасса зимой. Он может быть использован в качестве корма для сельскохозяйственных животных, для производства удобрений или компоста, а также биогаза (Köbbing et al., 2013; Hansson and Fredriksson, 2004), в частности такие рекомендации были даны экспертами для лагунных и эстуарных экосистем балтийского региона (Karstens et al., 2019). В этих целях можно потенциально использовать тростник, собранный в Калининградской области. Также надо учитывать, что в летний период возможен сбор других массовых виды (камыш озерный, рогоз узколистный, ежеголовник прямой и др.), биомасса который деградирует поздней осенью.

Несмотря на ряд положительных аспектов сбора в летний период надо учитывать ряд важных ограничений, существующих для прибрежной зоны. В зарослях прибрежно-водной растительности происходит икрометание и нагул молоди и взрослых рыб важнейших промысловых видов (плотва, лещ и другие) (Рыбные…, 1985). Летний сбор может оказать негативное влияние на воспроизводство рыбных запасов Куршского залива являющегося важным рыбохозяйственным водоемом Прибалтики. В частности, согласно Правилам рыболовства действует запрет в летний период (до 31 август) на лов многих виды рыб (плотва, окунь и др.) в прибрежной зоне (до 1 км от берега). Заросли прибрежно-водной растительности также выполняют важную роль для гнездования и сезонного обитания птиц. Только в литовской части (составляющей 25% акватории) Куршского залива в июне-сентябре отмечается 30-48 тыс. околоводных птиц (Morkūnė et al., 2020). Высокое обилие водоплавающих птиц послужило основанием создания охраняемых районов (Natura 2000 и другие) на значительной части прибрежной зоны в регионе Балтийского моря, включая литовскую часть акватории и водосборного бассейна Куршского залива (Kaziukonyte et al., 2021). В российской части Куршского залива вдоль западного побережья расположен национальный парк «Куршская коса» (список Всемирного наследия ЮНЕСКО), а в восточной части, в районе устья р. Неман государственный природный заказник «Дюнный», созданный для охраны водоплавающих и околоводных птиц.

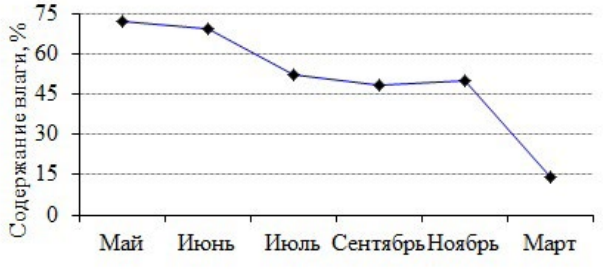


Рис.3. Содержание влаги в наземных частях тростника обыкновенного.

Негативное воздействие сбора прибрежно-водной растительности на ихтиофауну, птиц и других животных может быть сведено к минимуму, если проводить его в зимний период. Необходимо применение правильной методики сбора, позволяющей сохранить биотопы. Важно, чтобы происходило не сплошное изъятие фитомассы, а кластерное. Выкашивать большие массивы растительности необходимо не более чем на 40-60% от общей площади угодья. Оставшиеся заросли должны располагаться широкими полосами, для нереста рыб в прибрежной зоне рекомендуется оставление кластеров шириной 5 м от берега. Такой порядок обеспечит оптимальный гидрохимический режим в центральной части зарослей, полосы нетронутой растительности могут служить убежищами для птиц и для нереста рыб.

Зимний сбор также может позволить снизить экономические затраты, когда прибрежная акватория замерзает (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). Надо учитывать, что зимой в прибрежной зоне Куршского залива можно собирать только тростник, тогда как надводная биомасса других массовых видов, например камыша озерного, к этому периоду подвергается разложению, что, в частности, показали наблюдения на модельном участке 5 марта 2023 г. Заросли тростника хорошо переносят зимнюю обрезку за счет развитой системы подземных корневищ. Это даже может увеличить надземную биомассу тростника в последующий вегетационный период (Köbbing et al., 2013). Сбор в зимний период используется в большинстве районов Балтийского моря, что сводит к минимуму конфликт с охраной природы, а также позволяет получить хорошее сырье для традиционных видов использования тростника, таких как строительный материал или для отопления (Iital et al., 2012; Köbbing et al., 2013). Для этих целей подойдет естественно высушенный тростник, заготовленный зимой в прибрежной зоне Куршского залива.

3.5. Экосистемное значение использования прибрежно-водной растительности

Исторически, водно-болотные угодья вдоль Балтийского моря были очень неоднородными с широким спектром видов. Биоразнообразие также поддерживалось традиционным использованием прибрежных водно-болотных угодий (выпас скота, выкашивание для заготовки сена и сбор для строительства). В современный период из-за значительного сокращения этих видов деятельности по экономическим причинам или из-за природоохранных мероприятий наблюдается распространение тростника обыкновенного, который заменил другие виды во многих водно-болотных угодьях (Karstens et al., 2019; Köbbing et al., 2013). Благодаря высокой конкурентной способности тростник может образовывать почти монокультуру с небольшим количеством сопутствующих видов и тем самым ограничивает разнотипность местообитаний, снижая биоразнообразие птиц и млекопитающих. В некоторых районах побережья Балтийского моря сбор тростника применяется в качестве природоохранной меры, например, для создания разнотипных условий обитания для наземно-гнездящихся птиц (Köbbing et al., 2013)

Зарастание берегов Куршского залива и устьев, впадающих в него рек (Немонин, Матросовка и др.) прибрежно-водной растительностью (тростник обыкновенный, камыш озерный и др.) приводит к нарушению путей нерестовых миграций и сокращению нерестилищ рыб. Удаление в устьях рек и в прибрежной части залива зарослей тростника и камыша является важной составляющей рыбохозяйственной мелиорации, наряду с расчисткой устьев и русел от заиливания и наносов песка и грунта.

В прибрежной зоне Куршского залива использование прибрежно-водной растительности, кроме экономических задач, может иметь важное значения для решения актуальных проблем улучшения биологического разнообразия прибрежных районов, увеличения рыбных запасов. Негативное воздействие сбора прибрежно-водной растительности на ихтиофауну, птиц и других животных может быть сведено к минимуму, если проводить его в зимний период. В частности, работы по рыбохозяйственной мелиорации строго ограничены в период нереста.

4. Заключение

Куршский залив – крупнейшая лагуна Балтийского моря. Обширное мелководье, пресноводность, высокое содержание биогенных веществ создают благоприятные условия для развития прибрежно-водной растительности. Массовыми являются сравнительно небольшое число видов, что характерно для эвтрофных пресноводных водоемов. В прибрежной зоне Куршского залива доминирует тростник обыкновенный (*Phragmites australis*), который обычно образует тростниковые заросли, создавая биомассу выше 1000 г/м^2 в период максимального развития. В составе прибрежно-водной растительности высокую биомассу также имеют камыш озерный, рогоз узколистный, ежеголовник прямой, воздушно-сухая биомасса которых на отдельных участках летом может быть выше 400-1000 г/м^2. Наибольшая биомасса прибрежно-водной растительности формируется в конце лета – начале осени (август-сентябрь) и может быть использована в качестве корма для сельскохозяйственных животных, для производства удобрений или компоста, а также биогаза. Использование прибрежно-водной растительности должно быть сбалансировано с природоохранными мероприятиями в береговой зоне Куршского залива. Негативное воздействие на гнездование птиц, нерест рыб может быть сведено к минимуму, если проводить сбор в зимний период. После окончания периода вегетации биомасса сухих надземных побегов тростника снижается незначительно, позволяя собирать и использовать их как полезный возобновляемый ресурса (строительный материал, топливо и др.). Крыши,

покрытые тростником, относятся к давней традиции в регионе Балтийского моря, в том числе на территории вошедшей в состав Калининградской области. Восстановление традиционного использования тростника для кровли домов, а также применение новых технологий производства экологического изоляционного и строительного материала могут способствовать дополнительному доходу, а потенциальный экспорт позволит расширить региональные связи. Соблюдение правильной методики сбора позволяет сохранить исходные биотопы. В прибрежной зоне Куршского залива использование прибрежно-водной растительности, кроме экономических задач, может иметь важное значения для решения актуальных проблем улучшения биологического разнообразия прибрежных районов, увеличения рыбных запасов.

Благодарности

Анализ научной информации по макрофитам и их использовании выполнены в рамках государственного задания Минобрнауки России для ИО РАН (тема № FMWE-2024-0025).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Герб М.А., Соколов А.А. 2011. Прибрежно-водная и береговая растительность Куршского залива в пределах национального парка «Куршская коса». Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка «Куршская коса» 7: 5–18.

Горбунова Ю.А., Александров С.В. 2024. Сезонная динамика макрофитов Куршского залива. В: Проблемы географии Урала и сопредельных территорий: Материалы III Международной научно-практической конференции. Челябинск: Край Ра, С. 231–235.

Катанская В.М. 1981. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Ленинград: Наука.

Минкявичус А., Пипинис И. 1959. Обзор флоры и растительности залива Куршю Марес. Куршю Марес. Вильнюс: АН Лит. ССР, С. 109–133.

Рыбные ресурсы Куршского залива: характеристика, рациональное использование, пути повышения продуктивности. 1985. Калининград.

Рядnов А.И., Давыдова С.А. 2013. Возможность использования тростника южного в качестве корма для крупного рогатого скота. Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса 1(29): 115–120.

Сташко А.В., Александров С.В. 2023. Особенности пространственного распределения гидрохимических показателей в Куршском заливе Балтийского моря в 2018-2022 годах. Водные биоресурсы и среда обитания 6(1): 104–117. DOI: 10.47921/2619-1024-2023

Фельдман М.В. 2006. Оценка распространения и запаса аэрогидрофитов российской части Куршского залива. Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка «Куршская коса» 4: 173–176.

Цвелев Н.Н. 2000. Определитель сосудистых растений Северо-Западной России. Санкт-Петербург: СПХФА.

Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. Baltica 31(1): 1–12. DOI: 10.5200/baltica.2018.31.01

Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. Inland Water Biology 16(6): 1043–1051. DOI: 10.1134/S1995082923060032

Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. Hydrobiologia 611(1): 133–146. DOI: 10.1007/s10750-008-9454-5

Hansson P.A., Fredriksson H. 2004. Use of summer harvested common reed (Phragmites australis) as nutrient source for organic crop production in Sweden. Agriculture, Ecosystems and & Environment 102(3): 365–375. DOI: 10.1016/j.agee.2003.08.005

Iital A., Klõga M., Kask Ü. et al. 2012. Reed harvesting. Compendium: An Assessment of Innovative and Sustainable Uses of Baltic Marine Resources. In: Schultz-Zehden A., Matczak M. (Eds.). Gdansk: Maritime Institute in Gdansk, pp. 103–124.

Karstens S., Inácio M., Schernewski G. 2019. Expert-based evaluation of ecosystem service provision in coastal reed wetlands under different management regimes. Frontiers in environmental science 7(63): 1–16. DOI: 10.3389/fenvs.2019.00063

Kaziukonyte K., Lesutiene J., Gasiunaite Z. et al. 2021. Expert-based assessment and mapping of ecosystem services potential in the Nemunas Delta and Curonian Lagoon region, Lithuania. Water 13: 2728. DOI: 10.3390/w13192728

Köbbing J., Thevs N., Zerbe S. 2013. The utilisation of reed (Phragmites australis): a review. Mires and Peat 13: 1–14.

Komulainen M., Simi P., Hagelberg E. et al. 2008. Reed energy - possibilities of using the common reed for energy generation in Southern Finland. Reports from Turku University of Applied Sciences 67.

Morkūnė R., Petkuvienė J., Bružas M. et al. 2020. Monthly abundance patterns and the potential role of waterbirds as phosphorus sources to a hypertrophic Baltic lagoon. Water 12: 1392. DOI: 10.3390/w12051392

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Population characteristics of freshwater bream *Abramis brama* in the Novosibirsk reservoir (Western Siberia) 60 years after introduction

Interesova E.A.*, Dorogin M.A., Shatalin V.A.

Novosibirsk Branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography ("ZapSibNIRO"), Pisareva Str., 1, Novosibirsk, 630091, Russia

ABSTRACT. Freshwater bream *Abramis brama* is the most successful alien fish species in the Ob basin. It was introduced into the Novosibirsk Reservoir immediately after the formation of the reservoir, in the late 1950s. It quickly became numerous, and since the 1990s it has accounted for up to 90% of fish catches. Over the 60 years since the introduction of the species, its population characteristics have changed. The lifespan of fish has increased to 16 years, while their size characteristics have decreased, especially in older individuals (weight by an average of 19%), which may be due to the increased number of the alien mollusk *Viviparus viviparus*, which worsens feeding conditions. The largest bream recorded in the Novosibirsk Reservoir had a commercial length of 57 cm and a weight of 5540 g. Compared to the first years, bream began to reach sexual maturity at an older age, but with a similar standard length and weight of individuals. The onset of spawning is noted at a water temperature of 8 ° C and, compared to previous periods, has shifted to an earlier date (the first ten days of May), which is obviously caused by an increase in the temperature background in the region. Bream fecundity has significantly decreased, which may be due to the known effect of fish density on their fecundity, and at present individual absolute fecundity ranges from 76.8 to 385.1 thousand eggs (an average of 187.85 thousand), and relative - from 103 to 269 eggs (an average of 166). Absolute fecundity is closely related to the body weight of females (r = 0.852). At present, the population characteristics of bream, reflecting the life strategies of fish, are generally close to the parameters of the populations of this species from the central part of its native range.

Keywords: Freshwater bream, *Abramis brama,* biological invasions, Ob, Western Siberia

For citation: Interesova E.A., Dorogin M.A., Shatalin V.A. Population characteristics of freshwater bream *Abramis brama* in the Novosibirsk reservoir (Western Siberia) 60 years after introduction // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 858-869. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-858

1. Introduction

Freshwater bream *Abramis brama* is the most successful alien fish species in the Ob basin (Interesova, 2021), the introduction of which began in the mid-19th century (Iogansen and Petkevich, 1951). Currently, it is distributed throughout Western Siberia and is of significant importance in the fishery (Ecology of fish..., 2006; Interesova et al., 2023). Bream began to be introduced into the Novosibirsk Reservoir on the Ob River immediately after the formation of this reservoir. In total, from 1957 to 1960, 24.1 thousand specimens of this species aged 3–5 years were released, obtained from Lake Ubinskoye, where bream was acclimatized in the first half of the 20th century (Iogansen et al., 1972). The introduction to the reservoir resulted in successful naturalization, bream appeared in the fishery already in 1963, and in 1969 it accounted for more than 50% of the catches. From the 1990s up to the present time, it provides about 90% of the total fish catch in this reservoir (Kotov and Vizer, 2000; Abramov et al., 2023). Thus, in just 30 years of the existence of an artificially formed self-reproducing population, the bream has reached a high number and taken a leading position in the structure of the fish community, which it maintains to this day. Such a unique success in the acclimatization of an alien species requires a comprehensive study. The purpose of this work is to analyze the dynamics of population characteristics reflecting the life strategies of fish, such as life expectancy, growth rates and reproduction characteristics of the bream of the Novosibirsk Reservoir over 60 years of the existence of this population.

*Corresponding author.
E-mail address: interesovaea@yandex.ru (E.A. Interesova)

Received: July 02, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

2. Materials and methods

The material for the analysis of the dynamics of the age structure, life expectancy, commercial length and weight, as well as the conditions of reproduction of bream in the Novosibirsk Reservoir was the long-term data of the Novosibirsk branch of the State Research Center of the Federal State Budgetary Scientific Institution "VNIRO", obtained during the monitoring of the state of aquatic biological resources, conducted by the institute in this reservoir. The material was collected from commercial (trawl) and own control (net, in the spring) catches. Age was determined by scales. The total volume of material is more than 9 thousand specimens.

To analyze the timing of sexual maturation and the sex and age structure of the spawning stock of bream in the Novosibirsk Reservoir, data from control catches in the spring of 2013, 2015 and 2017 at the Beregovoye (lower zone of the reservoir) were used. The total volume of material was 362 specimens.

To analyze the dynamics of bream fertility, data collected in 2010 were used. (32 specimens), 2024 (37 specimens) and literary sources. Individual absolute (IAF) and Individual relative (IRF) fecundity were estimated according to standard methods (Pravdin, 1966; Petlina, 1987).

Statistical data processing was performed using MS Excel 2016.

3. Results and Discussion

Age and growth. In the first years of freshwater bream acclimatization in the Novosibirsk Reservoir, the basis of the fishery was individuals aged 4+–5+, in research catches, fish aged up to 9+ were noted. Gradually, the age composition of commercial catches became more diverse, but even now the fishery is based on fish of younger age groups (Fig. 1). In the native range, this is more typical for catches of this species in rivers, while in lakes and reservoirs the basis of the fishery is older fish (Shatunovsky et al., 2009; Assila et al., 2022; Ibănescu and Dediu, 2022).

In the Novosibirsk Reservoir, since the 2000s, commercial catches have consistently included specimens 13+ and 14+, but they are few in number (less than 1%), while in research control catches in the last decade, sixteen-year-old specimens have been known. Interestingly, researchers who previously studied bream in the Novosibirsk Reservoir did not record specimens older than 14+ (Babueva, 1971; Dorogin, 2011). Thus, the lifespan of bream in the Novosibirsk Reservoir corresponds to the lifespan of this species from the central part of its native range (Shatunovsky and Ruban, 2010).

The size characteristics of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir after the first decade of the population's existence significantly decreased (standard length by an average of 15%, and weight - by 38%), after which, in the 1970-1990s, with minor fluctuations, they were relatively stable. In the 2000s, compared to the 1990s, there was some increase in sizes in age groups up to 9+ (by 5% standard length and by 17% weight). In the last decade, compared to the 2010s, changes in size indicators have been observed again: in younger age groups (3+–6+), standard length increased by an average of 6%, and weight by 10%, while in older age groups (8+–14+), the trend is the opposite – standard length and weight decreased, the former by an average of 4%, and the latter by 19% (Tables 1, 2).

The largest freshwater bream recorded in the Novosibirsk Reservoir had a standard length of 57 cm and a weight of 5540 g (a female caught in the spring of 2015, at the age of 16). Previously, the maximum sizes recorded were 55 cm with a weight of 5.0 kg (Babueva, 1971). It is known that bream is characterized by high plasticity of growth rate, which is largely determined by different food availability of the species in individual water bodies (Shatunovsky et al., 2009; Mounia et al., 2022). At the same time, it has been shown that over time, changes in the size characteristics of bream individuals of the same age can occur in one reservoir, provided that there is sufficient food availability, as a result of highly selective fishing and pollution (Brazhnik et al., 2008), or at different environmental temperatures (Kolev, 2021). In the Novosibirsk Reservoir, where significant differences in the size characteristics of bream were noted at different stages of the population's existence, at the beginning of the formation of the aquatic community after the formation of the reservoir, an outbreak of zooplankton and zoobenthos biomass typical of reservoirs occurred (Yanygina, 2011a; Long-term dynamics..., 2014). Along with the low abundance of the species in the first years after acclimatization, this could contribute to its high food supply and cause high growth rates. In recent decades, the growth of older bream has possibly been negatively affected by an alien mollusk - the river viviparus Viviparus. Introduced into the reservoir in the early 1990s (Yanygina, 2011b), it quickly settled and reached high abundance (Yanygina and Vizer, 2020). It was previously suggested that, when entering the digestive system of fish, the shells of large mollusks do not deteriorate for a long time, occupying a significant part of the internal volume of the gastrointestinal tract, preventing further active feeding (Vizer and Dorogin, 2021). Thus, an increase in the number of river viviparous fish can have a negative

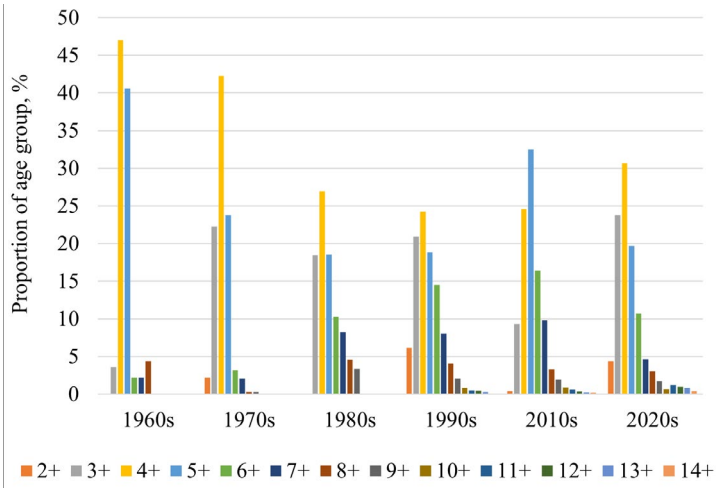


Fig.1. Age composition of commercial catches of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir.

impact on the growth rate of bream, especially in older age groups, but this requires special study.

Reproduction. Currently, freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir reaches sexual maturity at the age of five years, while some individuals remain immature until the age of 8. Males begin to mature somewhat earlier and make up 10% of fish at the age of 5 years, while females make up only 2%. In older age groups, the proportion of the latter increases, and the oldest specimens in the test catches are only females (Fig. 2). The minimum size of a sexually mature female in the spring period was 31 cm of commercial length with a weight of 820 g, and for a male - 30 cm with a weight of 720 g.

During the initial period of bream acclimatization in the Novosibirsk Reservoir, the male maturation is at 4 years old with a standard length of 28–32 cm and a weight of 565–790 g, female – at the 5 years with a standard length of 32–37 cm. By the age of 6, all were sexually mature (Babueva, 1969). In the late 2000s, males reached sexual maturity at the age of 4 years, and females – from 5 years. Maturation of individuals of both sexes, as at present, was stretched out until the age of 8 years. The minimum sizes and weight of sexually mature males were 30 cm and 580 g, and females – 32 cm and 602 g (Dorogin, 2011). Thus, at present, sexual maturation of bream occurs at an older age (by 1 year), but with similar linear dimensions and a slightly greater mass of fish. At the same time, in all observation periods, the number of age classes in the spawning population and the mass of the first maturing individuals of bream in the Novosibirsk Reservoir are close to the parameters of the populations of this species from the central part of its native range (Shatunovsky and Ruban, 2010). In the Novosibirsk Reservoir, bream spawning has always been one-time. In the late 1960s, it was noted that spawning occurs in the third ten-day period of May - the first half of June, at a water temperature from 12 ° C at the beginning to 18 ° C at the end. At the same time, depending on weather conditions, spawning could last from 7 to 25 days (Babueva, 1969). In the second half of the 2000s. The spawning of the species took place from the first to the third ten days of May, for no more than 15 days, at the same temperatures. In the last decade, running individuals are usually observed at an earlier date, from the end of the first - beginning of the second ten days of May. Sometimes spawning can begin earlier, from the first days of May, sometimes - later, from the middle of the second ten days of May. It should be noted that lower temperatures at which spawning can begin at present - from 8 ° C. The duration of spawning can vary, under unfavorable weather conditions (a decrease in water temperature to 7 ° C), fluctuations in the water level, spawning can be extended to 28 days. The substrate for bream spawning is usually flooded vegetation and snags, at depths from 2 to 6 m (Table 3).

The significantly earlier start of bream spawning in the Novosibirsk Reservoir in recent years compared to the first decade of the population's existence is probably due to the general increase in temperature in the region. Thus, the average air temperature at the Ordynskoye weather station (the middle zone

Table 1. Standard length of freshwater bream in the Novosibirsk reservoir.

Age	1960s	1970s	1980s	1990s	2000s	2010s	2020s
2+	19.4	18.1		19.5	20.3	18.5	19.0
3+	26.3	22.6	23.2	22.0	23.6	22.1	23.1
4+	31.1	25.7	25.3	25.9	28.2	26.0	28.0
5+	34.4	29.5	31.5	29.6	31.2	29.7	31.7
6+	37.5	31.2	32.5	32.9	33.6	33.4	34.6
7+	41.9	34.1	35.9	34.9	36.9	36.4	36.5
8+	44.5	36.4	39.7	37.4	38.9	39.5	37.8
9+	46.5	38.5	41.5	39.7	41.6	41.5	39.3
10+	–	–	–	42.2	43.5	43.9	41.8
11+	–	–	–	44.0	45.0	45.5	43.7
12+	–	–	–	47.0	46.7	47.1	44.1
13+	–	–	–	52.0	46.6	48.0	46.9
14+	–	–	–	–	50.7	50.5	49.3

Table 2. Weight of freshwater bream in the Novosibirsk reservoir.

Age	1960s	1970s	1980s	1990s	2000s	2010s	2020s
2+	138	114		174	193	160	141
3+	348	221	194	273	301	255	279
4+	676	363	344	434	558	427	509
5+	935	579	589	635	790	655	707
6+	1306	726	664	928	1023	966	992
7+	1649	933	914	1119	1338	1224	1168
8+	2003	1115	1167	1385	1592	1529	1287
9+	2183	1389	1450	1710	2004	1764	1467
10+	–	–	–	2225	2247	2144	1737
11+	–	–	–	2550	2423	2533	1983
12+	–	–	–	2950	2714	2727	2055
13+	–	–	–	3400	2785	2939	2387
14+	–	–	–	–	3783	3468	2917

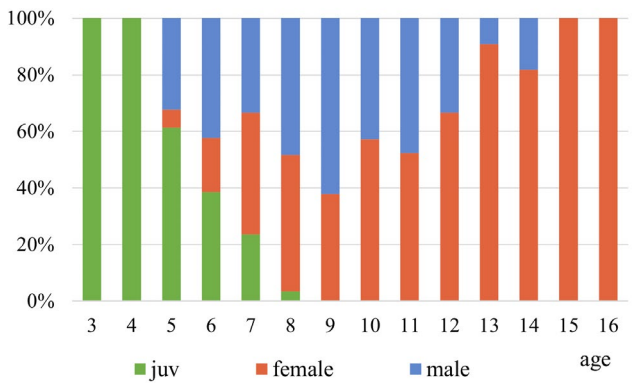


Fig.2. Sex and age structure of research catches of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir in the spring period 2013–2017.

Table 3. Features of reproduction of freshwater bream in the Novosibirsk reservoir.

Observation period	Source of information	Spawning periods	Spawning temperature, °C	Duration of spawning, days	Features of the conditions
1967 –1969	Babueva, 1969	third ten days of May – first half of June	12-18	7-25	
2005 –2010	Dorogin, 2011	first – third decade of May	12-18	maximum 15	
2016	our data	mid-first ten days of May – first ten days of June	10-12	28	Fluctuations in water temperature, decreasing to 7°C at the beginning of the 2nd decade of May
2017	our data	beginning of the second ten-day period of May – middle of the second ten-day period of May	10-14	7	Rapid increase in water temperature
2018	our data	beginning of the second ten-day period of May – end of the third ten-day period of May	8-10	20	Fluctuations in water level and temperature, storms. Spawning in channel areas, at a depth of 5-6 m
2019	our data	mid-first ten days of May – end of the second ten days of May	9-12	13	Low water level, spawning at a depth of 3-4 m
2020	our data	beginning of the first ten days of May – beginning of the second ten days of May	9-17	12	Low water level, spawning at a depth of 3-4 m
2022	our data	mid-first ten-day period of May – mid-third ten-day period of May	11–16	20	Low water level, spawning at a depth of 3-4 m
2023	our data	middle of the second ten-day period of May – middle of the third ten-day period of May	9-16	12	
2024	our data	end of the first ten days of May – middle of the first ten days of June	8-16	28	Fluctuations in water level and temperature, two peaks of bream spawning
2025	our data	beginning of the first ten days of May – end of the second ten days of May	9-12	19	

of the Novosibirsk reservoir) in May 1967–1969 was only 10.5°C, in 2005–2010 – 11.7°C, and in 2016–2024 – 12.3°C. The shift in the start of spawning to earlier dates causes an increase in the duration of the growing season and, as a consequence, can lead to an increase in the size of the juveniles.

The IAF of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir in 2024 varied from 76.78 to 385.06 thousand eggs (an average of 187.85 thousand), and the IRF varied from 103 to 269 eggs (an average of 166). The fecundity naturally increased with age (Fig. 3).

The IAF of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir is currently closely related to the body weight of females ($r = 0.852$). As noted earlier, this indicates greater stability of the generative metabolism and is typical for bream in extreme habitat conditions for the species, where the growth rate of fish is reduced and mortality at early stages is maximum (Shatunovsky, 2006). The growth rate of bream in the Novosibirsk Reservoir cannot be characterized as reduced, but unstable weather conditions in the spring can lead to high mortality at early stages of development.

In the initial period of acclimatization of bream in the Novosibirsk Reservoir, its IAP was higher (Fig. 4), which corresponds to the classical ideas about greater fecundity at a relatively low population density (Nikolsky, 1963).

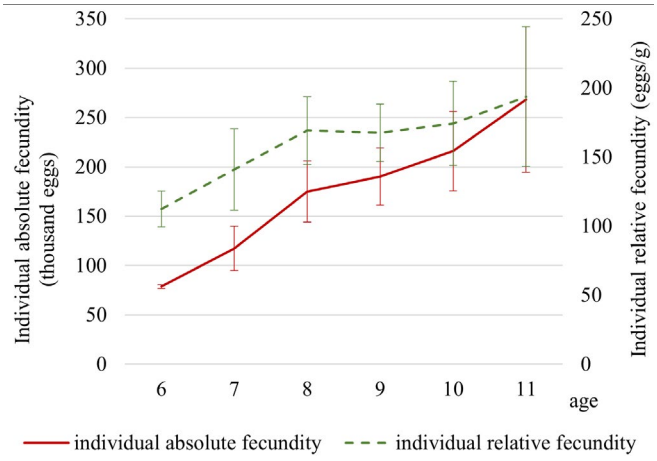


Fig.3. Fecundity of freshwater bream of the Novosibirsk Reservoir in 2024.

Note: the mean and standard deviation for each age are indicated.

4. Conclusions

Thus, over the 60 years since the introduction of bream into the Novosibirsk Reservoir, it has become one of the most numerous species, while its population characteristics have changed. The lifespan of fish has increased, while their size characteristics have decreased, especially in older age groups, which may be due to the increased number of the alien mollusk Viviparus viviparus, which worsens the feeding conditions of bream. The increase in the size characteristics of younger age groups feeding on zooplankton organisms may be due to a longer vegetation period, which is due to an increase in the temperature background in the region. Compared with the first years of the existence of this population, bream began to reach sexual maturity at an older age, but with a similar commercial length and weight of individuals. Spawning has shifted to earlier dates, which is obviously caused by the increase in the temperature background in the region, but its duration varies greatly depending on weather conditions and, with a significant drop in temperature, can reach 28 days. Bream fertility has significantly decreased compared to the first years after introduction, which may be due to the known effect of fish density on their fertility. At present, the population characteristics of bream, reflecting the life strategies of fish, are generally close to the parameters of populations of this species from the central part of its native range.

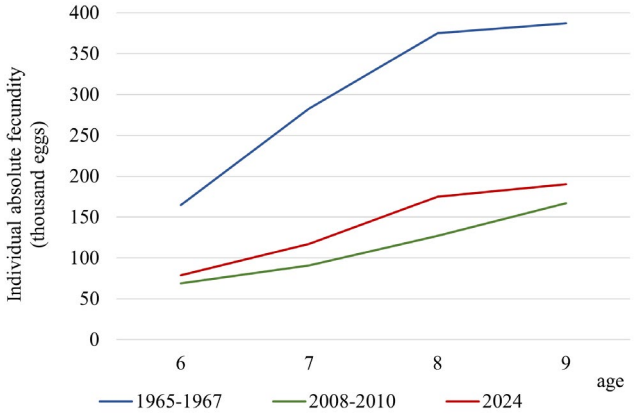


Fig.4. Changes in individual absolute fecundity of freshwater bream in the Novosibirsk Reservoir during the existence of the population.

Acknowledgements

This work was supported by the Russian Science Foundation (Grant No. 24-26-00101, https://rscf.ru/project/24-26-00101/.). The authors express their gratitude to all colleagues –employees of the Novosibirsk Branch of "VNIRO", who over in different years took part in collecting the material.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Abramov A.L., Rostovtsev A.A., Zaitsev V.F. et al. 2023. Fish resources of the Novosibirsk region: current state of the fishery. Fish farming and fish industry 2(205): 76–87. DOI: 10.33920/sel-09-2302-01

Assila A., Fatiha S., Karima H. et al. 2022. Some biological parameters of common bream, Abramis brama (L., 1758) in hammam Debagh reservoir (Guelma, Algeria). Fresenius Environmental Bulletin 31(12): 11398–11409.

Babueva R.V. 1969. Bream reproduction in the Novosibirsk Reservoir. In: Babueva R.V. (Ed.). Fisheries of reservoirs of the southern zone of Western Siberia. Novosibirsk, pp. 11–15.

Babueva R.V. 1971. Bream of the Novosibirsk Reservoir: Abstract of Cand. Sci. (Biol.) Dissertation, Tomsk, Russia.

Brazhnik S.Yu., Strelnikov A.S., Pshenichny K.V. 2008. Changes in the linear-weight growth rates of bream Abramis brama from the Rybinsk Reservoir depending on the conditions of population existence. Fishing Issues 9(3): 595–607.

Dorogin M.A. 2011. Biological features of the bream Abramis brama, its economic importance and its role in the ecosystem of the Upper and Middle Ob basin: Abstract of Cand. of Biological Sciences, Novosibirsk, Russia.

Ecology of fishes of the Ob-Irtysh basin. 2006. Moscow: KMK Scientific Publications.

Ibănescu D.C., Dediu L. 2022. Growth of bream, Abramis brama (Linnaeus, 1758), in the romanian section of the Danube river Scientific Papers. Series D. Animal Science 65(2): 2393–2260.

Interesova E.A., Zaitsev V.F., Shatalin V.A. et al. 2023. Dynamics of the Abramis brama bream fishery in the Ob River basin as a reflection of the success of its acclimatization. Fish farming and fish industry 10(213): 661–674. DOI: 10.33920/sel-09-2310-02

Interesova E.A. 2021. New types of aquatic biological resources (fish) in the Ob River basin. Abstract of a PhD thesis, Novosibirsk, Russia.

Iogansen B.G., Petkevich A.N., Votinov N.P. et al. 1972. Acclimatization and breeding of valuable fish in natural water bodies and reservoirs of Siberia and the Urals. Sverdlovsk: Sredne-Uralskoe book publishing house.

Iogansen B.G., Petkevich A.N. 1951. Acclimatization of fish in Western Siberia. Proceedings of the Barabinsk Branch of the All-Russian Research Institute of Lake and Wildlife Fisheries 5: 3–204.

Kolev V. 2021. Growth rate and condition of common bream (Abramis brama) from the Iskar Reservoir in Bulgaria. Fisheries & Aquatic Life 29(4): 245–256. DOI: 10.2478/aopf-2021-0027

Kotov V.D., Vizer A.M. 2000. State of the ichthyofauna of the Novosibirsk Reservoir in Siberia. Water Management of Russia 2(5): 439–443.

Long-term dynamics of the water-ecological regime of the Novosibirsk Reservoir. 2014. In: Savkin V.M., Dvurechenskaya S.Ya., Ermolaeva N.I. et al. (Eds.). Novosibirsk: Publishing House of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. ISBN: 978-5-7692-1317-5.

Mounia T., Ramzi H., Mohamed C.B. et al. 2022. Length-Weight Relationships of the Bream Abramis Brama (Linnaeus, 1758) in Beni-Haroun Dam of Mila City (North-East of Algeria). Journal of Bioresource Management 9(4): 24–37.

Nikolsky G.V. 1963. Ecology of fish. M.: Vysshaya shkola.

Petlina A.P. 1987. Determination of fecundity and maturity stages of fish: Textbook. Manual. Tomsk: TSU Publishing House.

Pravdin I.F. 1966. Guide to the Study of Fish. M.: Food Industry Publishing House.

Shatunovsky M.I., Dgebuadze Yu.Yu., Bobyrev A.E. et al. 2009. Some patterns of variability in the structure and dynam-

ics of bream Abramis brama populations in Eastern European reservoirs. Questions of Ichthyology 49(4): 495–507.

Shatunovsky M.I., Ruban G.I. 2010. Intraspecific variability of life strategies of boreal fishes on the example of species with a wide range. Bulletin of the Russian Academy of Sciences. Biological Series 4: 486–497.

Shatunovsky M.I. 2006. Some patterns of age and geographic variability of fecundity in fish. Bulletin of the Russian Academy of Sciences. Biological series 2: 244–247.

Vizer A.M., Dorogin M.A. 2021. Features of distribution and influence of the common viviparus viviparus (Gastropoda, Viviparidae) on the ichthyofauna of the Novosibirsk Reservoir. In: Current state of aquatic bioresources: Proceedings of the VI international conference, Novosibirsk, November 11–13, 2021, Novosibirsk, pp. 50–54.

Yanygina L.V., Vizer A.M. 2020. Long-term dynamics and current distribution of the River snail (Viviparus viviparus) in the Novosibirsk reservoir. Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya [Tomsk State University Journal of Biology] 49: 149–165. DOI: 10.17223/19988591/49/8 (in Russian)

Yanygina L.V. 2011. The current state and long-term changes of zoobenthos in the Novosibirsk reservoir. Inland Water Biology 4(2): 218–222. DOI: 10.1134/S1995082911020210

Yanygina L.V. 2011. Stages of formation and current state of the mollusk fauna in the Novosibirsk Reservoir. Russian Journal of Ecology 42(1): 80–83. DOI: 10.1134/S1067413610061037

Краткое сообщение

Изменения популяционных характеристик леща *Abramis brama* в Новосибирском водохранилище (Западная Сибирь) за 60 лет после интродукции

Интересова Е.А.*, Дорогин М.А., Шаталин В.А.

Новосибирский филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО» («ЗапСибНИРО»), ул. Писарева, 1, Новосибирск, 630091, Россия

АННОТАЦИЯ. Лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) – наиболее успешный чужеродный вид рыб в бассейне Оби. В Новосибирское водохранилище он был вселен сразу после образования водоема, в конце 1950-х годов. Он быстро стал многочислен, с 1990-х годов составляет до 90% уловов рыбы в данном водоеме. За 60 лет, прошедших с момента интродукции вида, в его популяционных характеристиках произошли изменения. Увеличилась продолжительность жизни рыб до 16 лет, при этом уменьшились их размерные характеристики, особенно у особей старших возрастных групп (масса в среднем на 19%), что может быть связано с возросшей численностью чужеродного моллюска *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758), ухудшающего условия нагула. Наиболее крупный лещ, отмеченный в Новосибирском водохранилище, имел промысловую длину 57 см и массу 5540 г. По сравнению с первыми годами существования данной популяции, лещ стал достигать половой зрелости в более старшем, пяти годовалом возрасте, но при сходной промысловой длине и массе особей. Начало нереста отмечается при температуре воды от 8°С и по сравнению с предыдущими периодами сместилось на более ранние сроки (первая декада мая), что, очевидно, вызвано повышением температурного фона в регионе. Продолжительность нереста сильно колеблется в зависимости от погодных условий и может достигать 28 суток. Плодовитость леща существенно снизилась, что может быть связано с известным влиянием плотности рыб на их плодовитость, и в настоящее время индивидуальная абсолютная плодовитость составляет от 76,8 до 385,1 тыс. икринок (в среднем 187,85 тыс.), а относительная – от 103 до 269 икринок (в среднем 166). Абсолютная плодовитость тесно связана с массой тела самок (r = 0,852). В настоящее время популяционные характеристики леща, отражающие жизненные стратегии рыб, в целом близки к параметрам популяций данного вида из центральной части его нативного ареала.

Ключевые слова: лещ, *Abramis brama,* биологические инвазии, Обь, Западная Сибирь

Для цитирования: Интересова Е.А., Дорогин М.А., Шаталин В.А. Изменения популяционных характеристик леща *Abramis brama* в Новосибирском водохранилище (Западная Сибирь) за 60 лет после интродукции // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 858-869. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-858

1. Введение

Лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) – наиболее успешный чужеродный вид рыб в бассейне Оби (Интересова, 2021), работы по интродукции которого начались еще в середине XIX века (Иоганзен и Петкевич, 1951). В настоящее время он распространен по всей Западной Сибири и имеет существенное значение в промысле (Экология…, 2006; Интересова и др., 2023).

В Новосибирское водохранилище на р. Обь леща стали вселять сразу после образования этого водоема. Всего с 1957 г. по 1960 г. было выпущено 24,1 тыс. экземпляров данного вида в возрасте 3–5 лет, полученных из оз. Убинское, где лещ был акклиматизирован еще в первой половине XX века (Иоганзен и др., 1972). Интродукция в водохранилище завершилась успешной натурализацией, уже в 1963 г. лещ появился в промысле, а в 1969 г. составил более 50% уловов. С 1990-х годов вплоть до настоящего времени он обеспечивает около 90% от общего объема добычи рыбы в данном водоеме (Котов и Визер, 2000; Абрамов и др., 2023). Таким

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: interesovaea@yandex.ru (Е.А. Интересова)

Поступила: 02 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

образом, всего за 30 лет существования искусственно сформированной самовоспроизводящейся популяции, лещ достиг высокой численности и занял лидирующее положение в структуре сообщества рыб, которые поддерживает по настоящее время. Такой уникальный успех акклиматизации чужеродного вида требует всестороннего изучения. Цель данной работы – анализ изменений популяционных характеристик, отражающих жизненные стратегии рыб (продолжительность жизни, показатели роста, возраст полового созревания и плодовитость), леща Новосибирского водохранилища за 60 лет существования данной популяции.

2. Материалы и методы исследования

Материалом для анализа динамики возрастного состава, продолжительности жизни, промысловой длины и массы, а также условий воспроизводства леща Новосибирского водохранилища послужили многолетние данные Новосибирского филиала ГНЦ ФГБНУ «ВНИРО», полученные в ходе мониторинга состояния водных биологических ресурсов, проводимого институтом на данном водоеме. Материал собран из промысловых (траловых) и собственных контрольных (сетных, в весенний период) уловов. Возраст определен по чешуе. Общий объем материала – более 9 тыс. экз.

Для анализа сроков полового созревания и половозрастной структуры нерестового стада леща в Новосибирском водохранилище использовали данные контрольных уловов в весенний период 2013, 2015 и 2017 гг. на контрольно-наблюдательном пункте Береговое (нижняя зона водохранилища). Общий объем материала составил 362 экз.

Для анализа динамики плодовитости леща использовали данные, собранные в 2010 гг. (32 экз.), 2024 г. (37 экз.) и литературные источники. Оценивали индивидуальную абсолютную (ИАП) и относительную (ИОП) плодовитости, согласно стандартным методам (Правдин, 1966; Петлина, 1987).

Статистическую обработку данных проводили с помощью MS Excel 2016.

3. Результаты и обсуждение

Возраст и рост. В первые годы акклиматизации леща в Новосибирском водохранилище основу промысла составляли особи в возрасте 4+–5+, в исследовательских уловах отмечали рыб в возрасте до 9+. Постепенно возрастной состав промысловых уловов стал более разнообразным, однако и в настоящее время промысел базируется на рыбах младших возрастных групп (Рис. 1). В нативном ареале это характерно в большей степени для уловов данного вида в реках, тогда как в озерах и водохранилищах основу промысла составляют рыбы более старших возрастов (Шатуновский и др., 2009; Assila et al., 2022; Ibănescu and Dediu, 2022).

В Новосибирском водохранилище с 2000-х гг. в промысловых уловах постоянно присутствуют, но немногочисленны (менее 1%), экземпляры 13+ и 14+, а в исследовательских контрольных уловах в последнее десятилетие известны шестнадцати годовалые особи. Интересно, что ранее исследователи, изучавшие леща в Новосибирском водохранилище, не фиксировали экземпляры старше 14+ (Бабуева, 1971; Дорогин, 2011). Таким образом, продолжительность жизни леща Новосибирского водохранилища соответствует таковой у популяций данного вида из центральной части его нативного ареала (Шатуновский и Рубан, 2010).

Размерные характеристики леща в Новосибирском водохранилище после первого десятилетия существования популяции существенно снизились (промысловая длина в среднем на 15%, а масса – на 38%), после чего, в 1970–1990-х, с небольшими колебаниями, были относительно стабильны. В 2000-х гг. по сравнению с 1990-ми произошло некоторое увеличение размеров рыб в возрастных группах до 9+ (на 5% промысловая длина и на 17% масса). В последнее десятилетие по сравнению с 2010-ми гг. вновь наблюдаются изменения размерных показателей: в младших возрастных группах (3+–6+) промысловая длина леща увеличилась в среднем на 6%, а масса на 10%, тогда как в старших возрастных группах (8+–14+) тенденция обратная – промысловая длина и масса снизились, первая в среднем на 4%, а вторая на 19% (Таблицы 1, 2).

Наиболее крупный лещ, отмеченный в Новосибирском водохранилище, имел промысловую длину 57 см и массу 5,54 кг (самка, отловленная в весенний период 2015 г., в возрасте 16). Ранее как максимальные зафиксированы размеры 55 см при массе 5,0 кг (Бабуева, 1971).

Известно, что лещ отличается высокой пластичностью темпа роста, что во многом определяется разной обеспеченностью пищей вида в отдельных водных объектах (Шатуновский и др., 2009; Mounia et al., 2022). Вместе с тем показано, что с течением времени в одном водоеме могут происходить изменения размерных характеристик одновозрастных особей леща и при условии достаточной обеспеченности пищей, в результате воздействия высокоселективного промысла и загрязнения (Бражник и др., 2008), или при разных температурах среды (Kolev, 2021). В Новосибирском водохранилище, где отме-

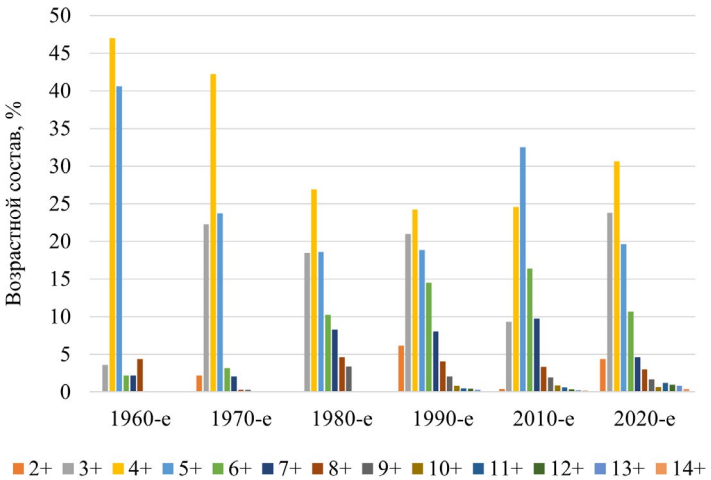


Рис.1. Возрастной состав промысловых уловов леща в Новосибирском водохранилище.

чены существенные различия в размерных характеристиках леща на разных этапах существования популяции, в начале формирования сообщества гидробионтов после образования водоема произошла характерная для водохранилищ вспышка биомассы зоопланктона и зообентоса (Yanygina, 2011a; Многолетняя динамика…, 2014). Наряду с низкой численностью вида в первые годы после акклиматизации, это могло способствовать его высокой обеспеченности пищей и обуславливать высокие темпы роста. В последние десятилетия на рост леща старших возрастных групп, возможно, негативное влияние оказывает чужеродный моллюск – речная живородка *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758). Вселенный в водоем в начале 1990-х годов (Yanygina, 2011b), он быстро расселился и достиг высокой численности (Яныгина и Визер, 2020). Ранее было высказано предположение, что, попадая в пищеварительную систему рыб, раковины крупных моллюсков долгое время не разрушаются, занимают значительную часть внутреннего объема желудочно-кишечного тракта, препятствуя дальнейшему активному питанию (Визер и Дорогин, 2021). Таким образом, нарастание численности речной живородки может оказывать негативное влияние на темп роста леща, особенно старших возрастных групп, однако это требует специального изучения.

Воспроизводство. В настоящее время половая зрелость леща в Новосибирском водохранилище наступает с пяти годовалого возраста, при этом вплоть до 8 лет некоторая часть особей остается неполовозрелыми. Самцы начинают созревать несколько раньше и составляют 10% рыб в возрасте 5 лет, тогда как самки – только 2%. В более старших возрастных группах доля последних возрастает и экземпляры наиболее старшего возраста в контрольных уловах – только самки (Рис. 2). Минимальный размер половозрелой самки в весенний период составил 31 см промысловой длины при массе 820 г, а самца – 30 см при массе 720 г.

В начальный период акклиматизации леща в Новосибирском водохранилище исследователи отмечали начало созревания самцов в четырехгодовалом возрасте при длине тела от 28–32 см и массе от 565–790 г, а самок – в возрасте от 5 лет при длине тела 32–37 см, при этом указывали, что к 6 годам весь лещ достигал половозрелости (Бабуева, 1969). В конце 2000-х гг. самцы половой зрелости достигали в возрасте 4 года, а самки – 5. Созревание особей обоих полов, как и в настоящее время, было растянуто до 8-годовалого возраста. Минимальные размеры и масса половозрелых самцов составляли 30 см и 580 г, а самок – 32 см и 602 г (Дорогин, 2011). Таким образом, в настоящее время половое созревание леща происходит в более старшем возрасте (на 1 год), но при близких линейных размерах и несколько большей массе рыб. При этом во все периоды наблюдений число возрастных классов в нерестовой популяции и масса впервые созревающих особей леща Новосибирского водохранилища близки к параметрам популяций данного вида из центральной части его нативного ареала (Шатуновский и Рубан, 2010).

Таблица 1. Промысловая длина (см) разновозрастных особей леща в Новосибирском водохранилище.

Возраст, лет	1960-е	1970-е	1980-е	1990-е	2000-е	2010-е	2020-е
2+	19,4	18,1		19,5	20,3	18,5	19,0
3+	26,3	22,6	23,2	22,0	23,6	22,1	23,1
4+	31,1	25,7	25,3	25,9	28,2	26,0	28,0
5+	34,4	29,5	31,5	29,6	31,2	29,7	31,7
6+	37,5	31,2	32,5	32,9	33,6	33,4	34,6
7+	41,9	34,1	35,9	34,9	36,9	36,4	36,5
8+	44,5	36,4	39,7	37,4	38,9	39,5	37,8
9+	46,5	38,5	41,5	39,7	41,6	41,5	39,3
10+	–	–	–	42,2	43,5	43,9	41,8
11+	–	–	–	44,0	45,0	45,5	43,7
12+	–	–	–	47,0	46,7	47,1	44,1
13+	–	–	–	52,0	46,6	48,0	46,9
14+	–	–	–	–	50,7	50,5	49,3

Таблица 2. Масса (г) разновозрастных особей леща в Новосибирском водохранилище.

Возраст, лет	1960-е	1970-е	1980-е	1990-е	2000-е	2010-е	2020-е
2+	138	114		174	193	160	141
3+	348	221	194	273	301	255	279
4+	676	363	344	434	558	427	509
5+	935	579	589	635	790	655	707
6+	1306	726	664	928	1023	966	992
7+	1649	933	914	1119	1338	1224	1168
8+	2003	1115	1167	1385	1592	1529	1287
9+	2183	1389	1450	1710	2004	1764	1467
10+	–	–	–	2225	2247	2144	1737
11+	–	–	–	2550	2423	2533	1983
12+	–	–	–	2950	2714	2727	2055
13+	–	–	–	3400	2785	2939	2387
14+	–	–	–	–	3783	3468	2917

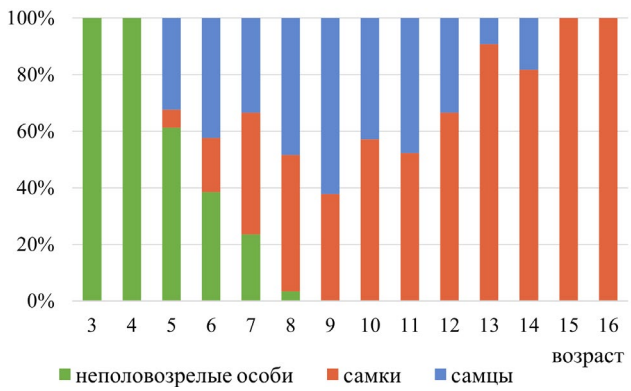


Рис.2. Половая и возрастная структура контрольных уловов леща в Новосибирском водохранилище в весенний период 2013–2017 гг.

В Новосибирском водохранилище нерест леща всегда был единовременный. В конце 1960-х гг. было отмечено, что икрометание происходит в третьей декаде мая – первой половине июня, при температуре воды от 12°С в его начале, до 18°С в конце. При этом в зависимости от погодных условий, нерест мог продолжаться от 7 до 25 дней (Бабуева, 1969). Во второй половине 2000-х гг. нерест вида проходил с первой по третью декаду мая, не более 15 дней, при тех же температурах. В последнее десятилетие текучих особей обычно наблюдают в более ранние сроки, с конца первой – начала второй декады мая. Иногда нерест может начинаться раньше, с первых чисел мая, иногда – позже, с середины второй декады мая. При этом следует отметить более низкие температуры, при которых в настоящее время может начинаться нерест – от 8°С. Продолжительность икрометания может быть различной, при неблагоприятных погодных условиях (снижении температуры воды до 7°С), колебаниях уровня воды, нерест может быть растянут до 28 суток. Субстратом для нереста леща обычно служит затопленная растительность и коряжник, на глубинах от 2 до 6 м (Таблица 3).

Существенно более раннее начало нереста леща в Новосибирском водохранилище в последние годы по сравнению с первым десятилетием существования популяции, вероятно, связано с общим повышением температурного фона в регионе. Так, средняя температура воздуха по метеостанции с. Ордынское (средняя зона Новосибирского водохранилища) в мае 1967–1969 гг. составляла всего 10,5°С, в 2005–2010 гг. – 11,7°С, а в 2016–2024 гг. – 12,3°С. Смещение начала нереста на более ранние сроки обуславливает увеличение продолжительности вегетационного сезона и, как следствие, может приводить к увеличению размеров молоди.

ИАП леща Новосибирского водохранилища в 2024 г. варьировала от 76,78 до 385,06 тыс. икринок (в среднем 187,85 тыс.), а ИОП – от 103 до 269 икринок (в среднем 166). При этом плодовитость закономерно увеличивалась с возрастом (Рис. 3).

ИАП леща Новосибирского водохранилища в настоящее время тесно связана с массой тела самок ($r = 0.852$). Как ранее было отмечено, это свидетельствует о большей стабильности генеративного обмена и характерно для леща в экстремальных для вида условиях обитания, где темп роста рыб пони-

Таблица 3. Особенности воспроизводства леща в Новосибирском водохранилище.

Период наблюдений, года	Источник	Сроки нереста	Температура нереста, °С	Продолжительность нереста, сут.	Особенности условий
1967–1969	Бабуева, 1969	третья декада мая – первая половина июня	12-18	7-25	
2005–2010	Дорогин, 2011	1-3 декада мая	12-18	до 15	
2016	наши данные	середина первой декады мая – первая декада июня	10-12	28	Колебания температуры воды, снижение до 7°С в начале 2 декады мая.
2017	наши данные	начало второй декады мая – середина второй декады мая	10-14	7	Быстрый рост температуры воды
2018	наши данные	начало второй декады мая – конец третьей декады мая	8-10	20	Колебания уровня и температуры воды, шторма. Нерест на русловых участках, на глубине 5-6 м
2019	наши данные	середина первой декады мая – конец второй декады мая	9-12	13	Низкий уровень воды, нерест на глубине 3-4 м
2020	наши данные	начало первой декады мая – начало второй декады мая	9-17	12	Низкий уровень воды, нерест на глубине 3-4 м
2022	наши данные	середина первой декады мая – середина третьей декады мая	11–16	20	Низкий уровень воды, нерест на глубине 3-4 м
2023	наши данные	середина второй декады мая – середина третьей декады мая	9-16	12	
2024	наши данные	конец первой декады мая – середина первой декады июня	8-16	28	Колебания уровня и температуры воды, два пика нереста леща
2025	наши данные	начало первой декады мая – конец второй декады мая	9-12	19	

женный, а смертность на ранних стадиях развития максимальна (Шатуновский, 2006). Темп роста леща Новосибирского водохранилища не может быть охарактеризован, как пониженный, однако нестабильность погодных условий в весенний период может приводить к высокой смертности молоди (Бабуева, 1971).

В начальный период акклиматизации леща в Новосибирском водохранилище его ИАП была выше (Рис. 4), что соответствует классическим представлениям о большей плодовитости при относительно низкой плотности популяции (Никольский, 1963).

4. Заключение

За 60 лет, прошедших с момента интродукции леща в Новосибирское водохранилище, он стал одним из наиболее многочисленных видов, при этом в его популяционных характеристиках произошли изменения. Увеличилась продолжительность жизни рыб, при этом уменьшились их размерные характеристики, особенно у особей старших возрастных групп, что может быть связано с возросшей численностью чужеродного моллюска *V. viviparus,* ухудшающего питание леща. По сравнению с первыми годами существования данной популяции, лещ стал достигать половой зрелости в более старшем возрасте, но при сходной промысловой длине и массе особей. Нерест сместился на более ранние сроки, что, очевидно, вызвано повышением температурного фона в регионе, однако его продолжительность сильно колеблется в зависимости от погодных условий и при выраженном падении температуры может достигать 28 суток. Плодовитость леща существенно снизилась по сравнению с первыми годами после интродукции, что может быть связано с известным влиянием плотности рыб на их плодовитость. В настоящее время популяционные характеристики леща, отражающие жизненные стратегии рыб, в целом близки к параметрам популяций данного вида из центральной части его нативного ареала.

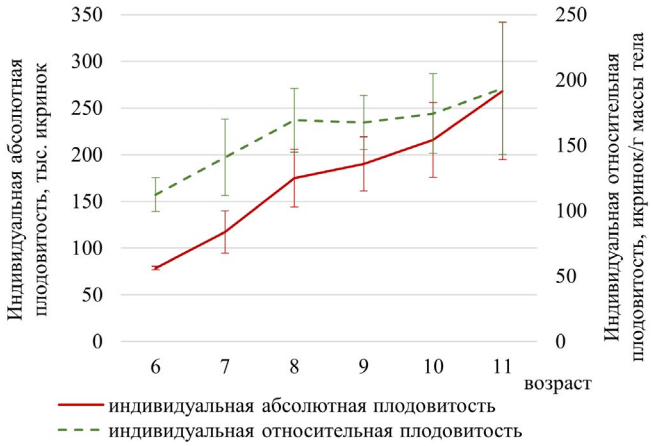


Рис.3. Плодовитость леща Новосибирского водохранилища в 2024 г. Примечание: отмечены среднее значение и стандартное отклонение для каждого возраста.

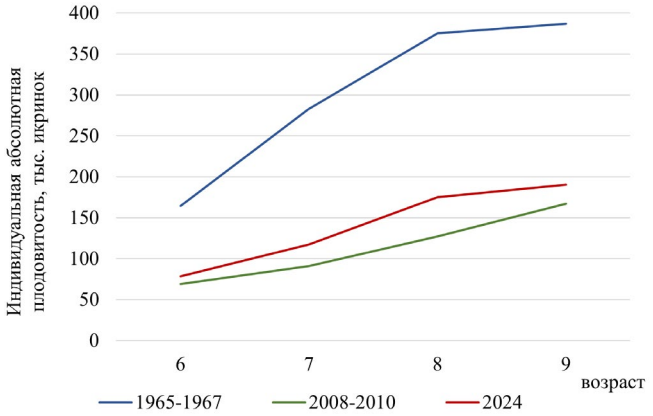


Рис.4. Изменения индивидуальной абсолютной плодовитости леща Новосибирского водохранилища за время существования популяции.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке гранта Российского научного фонда (РНФ) № 24-26-00101, https://rscf.ru/project/24-26-00101/. Авторы также выражают признательность всем коллегам – сотрудникам Новосибирского филиала ФГБНУ «ВНИРО», в разные годы принимавшим участие в сборе материала.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов

Список литературы

Абрамов А.Л., Ростовцев А.А., Зайцев В.Ф. и др. 2023. Рыбные ресурсы Новосибирской области: современное состояние промысла. Рыбоводство и рыбное хозяйство 2(205): 76–87. DOI: 10.33920/sel-09-2302-01

Бабуева Р.В. 1969. Размножение леща в Новосибирском водохранилище. В: Бабуева Р.В. (ред.), Рыбное хозяйство водоемов южной зоны Западной Сибири. Новосибирск: изд-во «Наука», С. 11–15.

Бабуева Р.В. 1971. Лещ Новосибирского водохранилища. Автореф. дис. канд. биол. наук, Томск, Россия.

Бражник С.Ю., Стрельников А.С., Пшеничный К.В. 2008. Изменение показателей линейно-весового роста леща *Abramis brama* Рыбинского водохранилища в зависимости от условий существования популяции. Вопросы рыболовства 9(3): 595–607.

Визер А.М., Дорогин М.А. 2021. Особенности распределения и влияние речной живородки *Viviparus viviparus* (Gastropoda, Viviparidae) на ихтиофауну Новосибирского водохранилища. В: Материалы конференции «Современное состояние водных биоресурсов». Новосибирск: Новосибирский государственный аграрный университет, С. 50–54.

Дорогин М.А. 2011. Биологические особенности леща *Abramis brama*, хозяйственное значение и его роль в экосистеме бассейна Верхней и Средней Оби. Автореф. дис. канд. биол. наук, Новосибирск, Россия.

Интересова Е.А., Зайцев В.Ф., Шаталин В.А. и др. 2023. Динамика промысла леща *Abramis brama* в бассейне реки Оби как отражение успеха его акклиматизации. Рыбоводство и рыбное хозяйство 10(213): 661–674. DOI: 10.33920/sel-09-2310-02

Интересова Е.А. 2021. Новые виды водных биологических ресурсов (рыбы) в бассейне реки Обь. Автореф. дис. докт. биол. наук, Новосибирск, Россия.

Иоганзен Б.Г., Петкевич А.Н., Вотинов Н.П. 1972. Акклиматизация и разведение ценных рыб в естественных водоемах и водохранилищах Сибири и Урала. Свердловск: Средне-Уральское книжное изд-во.

Иоганзен Б.Г., Петкевич А.Н. 1951. Акклиматизация рыб в Западной Сибири. Тр. Барабинского отд-ния ВНИОРХ 5: 3–204.

Котов В.Д., Визер А.М. 2000. Состояние ихтиофауны Новосибирского водохранилища Сибири. Водное хозяйство России 2(5): 439–443.

Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища. 2014. В: Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Ермолаева Н.И. и др. (ред.). Новосибирск: Издательство Сибирского отделения РАН.

Никольский Г.В. 1963. Экология рыб. М.: Высшая школа.

Петлина А.П. 1987. Определение плодовитости и стадий зрелости рыб: учеб. пособие. Томск: изд-во ТГУ.

Правдин И.Ф. 1966. Руководство по изучению рыб. М.: Изд-во пищевая пр-сть.

Шатуновский М.И., Дгебуадзе Ю.Ю., Бобырев А.Е. и др. 2009. Некоторые закономерности изменчивости структуры и динамики популяций леща *Abramis brama* водоёмов Восточной Европы. Вопросы ихтиологии 49(4): 495–507.

Шатуновский М.И., Рубан Г.И. 2010. Внутривидовая изменчивость жизненных стратегий бореальных рыб на примере видов с широким ареалом. Известия Российской академии наук. Серия биологическая 4: 486–497.

Шатуновский М.И. 2006. Некоторые закономерности возрастной и географической изменчивости плодовитости у рыб. Известия Российской академии наук. Серия биологическая 2: 244–247.

Экология рыб Обь-Иртышского бассейна. 2006. М.: Т-во научных изданий КМК.

Яныгина Л.В., Визер А.М. 2020. Многолетняя динамика и современное распределение речной живородки (*Viviparus viviparus*). Вестник Томского государственного университета. Биология 49: 149–165. DOI: 10.17223/19988591/49/8

Assila A., Fatiha S., Karima H. et al. 2022. Some biological parameters of common bream, *Abramis brama* (L., 1758) in hammam Debagh reservoir (Guelma, Algeria). Fresenius Environmental Bulletin 31(12): 11398–11409.

Ibănescu D.C., Dediu L. 2022. Growth of bream, Abramis brama (Linnaeus, 1758), in the romanian section of the Danube river. Scientific Papers. Series D. Animal Science 65(2): 2393–2260.

Kolev V. 2021. Growth rate and condition of common bream (*Abramis brama*) from the Iskar Reservoir in Bulgaria. Fisheries & Aquatic Life 29(4): 245–256. DOI: 10.2478/aopf-2021-0027

Mounia T., Ramzi H., Mohamed C.B. et al. 2022. Length-weight relationships of the Bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) in Beni-Haroun Dam of Mila City (North-East of Algeria). Journal of Bioresource Management 9(4): 24–34.

Yanygina L.V. 2011. The current state and long-term changes of zoobenthos in the Novosibirsk reservoir. Inland Water Biology 4(2): 218–222. DOI: 10.1134/S1995082911020210

Yanygina L.V. 2011. Stages of formation and current state of the mollusk fauna in the Novosibirsk Reservoir. Russian Journal of Ecology. 42(1): 80–83. DOI: 10.1134/S1067413610061037

Methods of hydrophysical measurements at autonomous stations in shallow lakes during the ice-covered period

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Novikova Iu.S.*, Zdorovennov R.E., Bogdanov S.R., Palshin N.I., Mitrokhov A.V., Efremova T.V., Zdorovennova G.E.

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, 50 Al. Nevsky Ave., Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. The article provides a brief description of some methods of hydrophysical measurements at autonomous stations in shallow lakes during the ice-covered period. These methods were designed based on 30 years of experience. Long-term records of solar radiation fluxes on the lake surface and at several depths inside the water column help identify patterns in the evolution of the snow-and-ice cover optical properties and water such as the albedo, and extinction coefficient (weakening) of the solar radiation fluxes in snow, white and black ice and water. Long-term measurements of water temperature by sensors distributed throughout the water column can be used to determine the start dates and duration of the annual thermal cycle stages, calculate the stability parameters of the water column, and characterize the mixing regime of lakes. Long-term measurements with dissolved oxygen sensors allow studying the daily, synoptic, seasonal and interannual variability of oxygen conditions in lakes in order to estimate the duration and severity of oxygen deficiency periods. Temperature measurements by sensors frozen into ice or positioned in water under ice allow estimating the heat flux at the water-ice interface and calculating the rate of black ice growth. An "Autonomous device for measuring the temperature profile in the bottom layers of water and soil" is used to study the dynamics of the heat flux at the water-sediment interface during the winter, including the poorly studied periods of ice formation and destruction. Measurements with current profilers are used to estimate the turbulence parameters of the mixed/stratified layers of ice-covered lakes in diurnal and synoptic cycles. The results of calculating the energy parameters (basic potential energy, buoyancy flux) of the water column of a small ice-covered lake are given to showcase the application of methods for measuring water temperature and solar radiation fluxes and assessing the mixing efficiency in the study of radiation-driven convection in ice-covered lakes.

Keywords: Lake, ice-covered period, hydrophysical measurements, autonomous station, database

For citation: Novikova Iu.S., Zdorovennov R.E., Bogdanov S.R., Palshin N.I., Mitrokhov A.V., Efremova T.V., Zdorovennova G.E. Methods of hydrophysical measurements at autonomous stations in shallow lakes during the ice-covered period // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 870-894. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-870

1. Introduction

Hydrophysical parameters (water temperature, solar radiation fluxes in the water column, currents, etc.) are among the factors shaping the habitat of aquatic organisms (Magnuson et al., 1985; O'Reilly et al., 2015; Hampton et al., 2017; Huang et al., 2021; Woolway et al., 2019; 2021; Aşırok and Kirillin, 2025). In order to identify the response of aquatic ecosystems to ongoing changes in weather and climate, it is important to study the changes in these parameters on the daily, synoptic, seasonal and interannual scales (Adrian et al., 2009; Sahoo et al., 2015; Woolway et al., 2020; Jansen et al., 2024; Kalinkina et al., 2024; Smirnov et al., 2024). Of particular interest is the ice-covered period, which historically has received less attention from scientists compared to the ice-free period. In recent years, the number of articles on the winter period and discussions of its role in the annual cycle of aquatic ecosystems has been steadily increasing (Kirillin et al., 2012; Hampton et al., 2017; 2024; Pernica et al., 2017; Sharma et al., 2019; Woolway et al., 2020; Yang et al., 2020; Jansen et al., 2021). Culpepper et al. (2025) emphasize the importance of real-time autonomous *in situ* monitoring

*Corresponding author.
E-mail address: novyuliana@gmail.com (Iu.S. Novikova)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

in lakes, which, in combination with remote sensing and modeling data, creates a solid basis for effective build-up of knowledge about the winter period. Data on hydrophysical parameters measured in the field with high spatial and temporal resolution are necessary for calibration and verification of lake models (Stepanenko et al., 2014; Golosov et al., 2018; Zverev et al., 2019; Golub et al., 2022; Ulloa et al., 2022; Smirnov et al., 2025). It is therefore necessary to set up long-term measurements at autonomous stations deployed in lakes.

Advances in the measuring equipment and the new high-sensitivity sensors with built-in loggers expands the possibilities of studying the winter regime of lakes. There are measuring complexes that are installed on ice and contain sensors for recording the temperature of all components of the air-snow-ice-water system, solar radiation fluxes on the surface of the snow-ice cover and under ice, meteorological parameters, current velocities in the sub-ice layer and other parameters. The measuring systems SIMBA (Snow and Ice Mass Balance Array) (Rafat et al., 2023), ASLIM (Autonomous System for Lake Ice Monitoring) (Aslamov et al., 2021) and FROS (Floating Remote Observation System) (Xie et al., 2022) have proven efficiency. The data received from such systems permit tracking the evolution of the snow-ice-water system throughout the ice-covered period, including the poorly studied periods of ice formation and breakup. Such systems also allow to study dissolved oxygen conditions, estimate the heat flux at the water-ice interface and address some other problems.

Measurements of hydrophysical parameters, like other types of research in ice-covered lakes, have certain restrictions. In particular, the use of some devices is limited by severe weather conditions. In ice-covered lakes, current velocities are slower than during the ice-free period, temperature fluctuations and other parameters have a smaller amplitude, which requires the use of highly sensitive measuring equipment. A review article by Block et al. (2018) considers the specifics of organizing and conducting measurements in winter, from equipping researchers and reviewing the measuring equipment to sampling techniques and installation of autonomous stations. The authors draw on the experience of many research teams from around the world to emphasize the need for continuous improvement of measurement methods in winter and exchange of experience.

Researchers of the Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Center RAS (Petrozavodsk) have been conducting hydrophysical measurements at lakes in winter for over 30 years. Over the years of research, extensive experience has been accumulated in the installation and maintenance of autonomous hydrophysical measuring stations. We have designed new unique devices, measuring systems, and new methods for measuring and estimating various parameters. The longest series of measurements of water temperature, solar radiation fluxes on the ice surface and in the water column, and currents are available for Lake Vendyurskoe (since 1994 to the present day), Petrozavodsk Bay of Lake Onego (in the spring 2015-2017 and since 2019 to the present), and two small forest lakes (since 2019 to the present). In Lake Vendyurskoe, additional measurements of dissolved oxygen content and pressure have been carried out since 2007 to the present day. These data have been used in a number of studies, e.g., on changes in the thermal, currents, radiation, oxygen and ice regimes of Lake Vendyurskoe (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997; 1998; Petrov et al., 2005; 2006; 2007; Palshin et al., 2020; Terzhevik et al., 2023; Zdorovennova et al., 2021a; 2025), and the stability of the water column of this lake over a long-term period (Smirnov et al., 2024). Other studies described changes in the onset dates and duration of the main stages of the annual thermal cycle in Petrozavodsk Bay of Lake Onego relative to long-term references (Zdorovennova et al., 2023), the spatial structure of the convectively mixed layer of an ice-covered lakes during the spring radiatively-driven convection (Mironov et al., 2002; Volkov et al., 2019; Bogdanov et al., 2019), and the radiative mechanism of water column mixing in lakes (Bogdanov et al., 2024; Novikova and Zdorovennova, 2024).

This article provides a brief description of some newly designed devices and methods of wintertime hydrophysical measurements at autonomous stations that were used in different of lakes in the temperate and arctic zones (Karelia, Kola Peninsula, Lena River Delta).

2. Methods of hydrophysical measurements during the ice-covered period

2.1. Radiation measurements

Measurements of the fluxes of incident, reflected and under-ice solar radiation at an autonomous radiation station (Fig. 1, a, designated by numbers 1-3) and accompanying measurements of the snow-ice cover thickness were carried out on Lake Vendyurskoe in the winter and spring months annually, starting with the winter season of 1994/95 (Petrov et al., 2005). Measurements at the radiation station were usually carried out at 1-5-minute intervals over a period of 1-2 weeks in winter and spring. To measure incident and reflected solar radiation fluxes on the surface of the snow-and-ice cover, Star-shaped pyranometers manufactured by Theodor Friderich & Co, Meteorologishe Gerate und Systeme (Germany) (Table 1) were placed in a special holder at about one meter above the ice surface. The solar radiation fluxes at the ice bottom were measured using an M80-m universal pyranometer (Russia). The under-ice pyranometer was fixed to a platform with positive buoyancy and placed at a distance of about 1.5 m from the hole on the south side of the measuring station directly underneath the ice bottom. In some years, experiments were conducted in the spring to measure the flux of incident solar radiation in the snow and on the upper and lower surfaces of white and black ice (Petrov et al., 2005).

The photosynthetically active solar radiation (PAR) fluxes in the water column were measured by a chain equipped with Alec Electronics PAR sensors (Japan) (Fig. 1, a, designated by the number 4). The

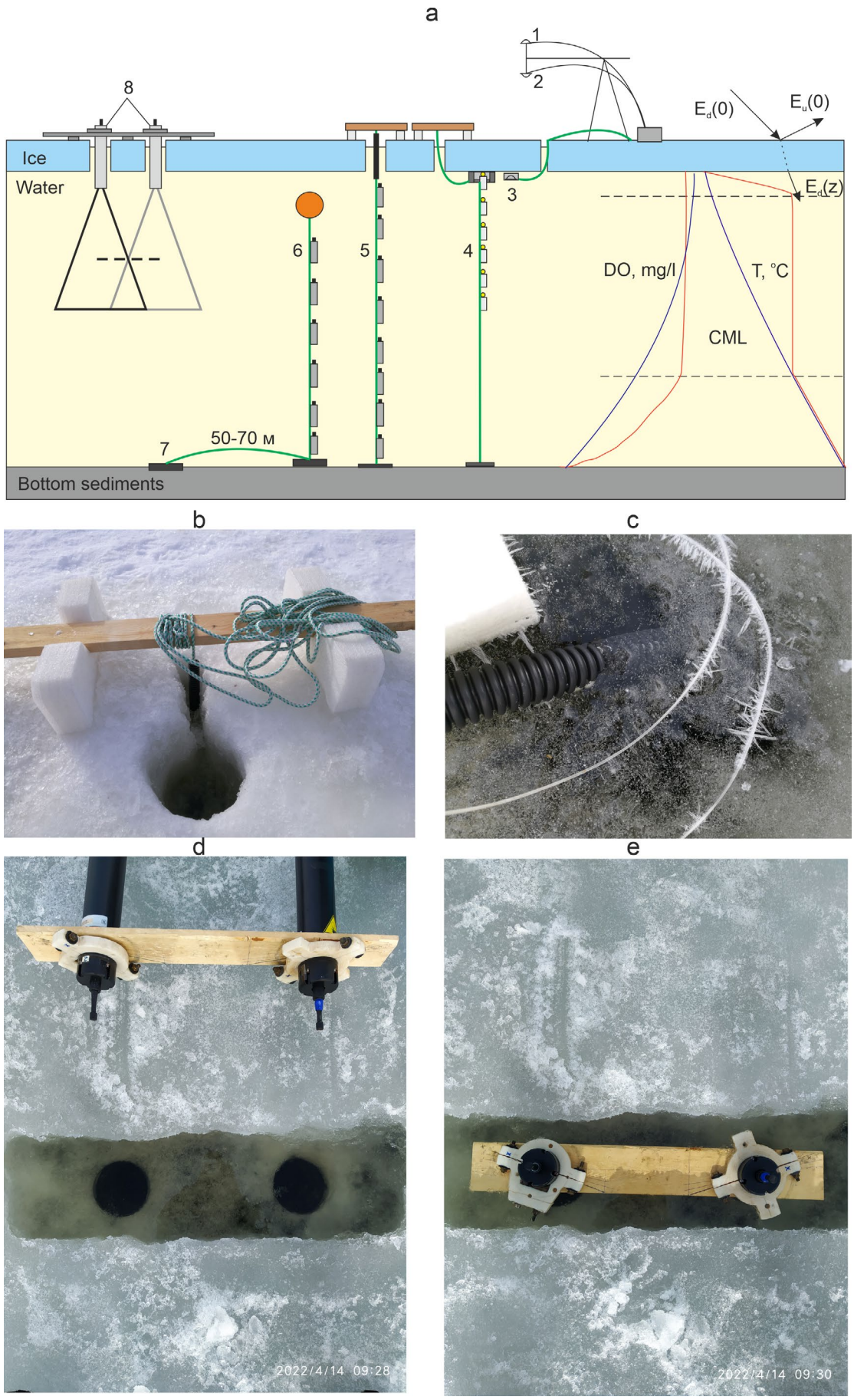


Fig.1. a – Setup of measuring instruments on ice and in the water column of an ice-covered lake (a): 1-3 – pyranometers, 4 – PAR chain, 5 – TR-chain deployed from above-ice structure, 6 – TR-chain deployed with a buoy, 7 – additional anchor, 8 – Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). The right-hand part of panel (a) shows schematic profiles of the vertical distribution of water temperature and dissolved oxygen content (DO) in the lake in winter (blue lines) and during spring under-ice convection (red lines). The CML is the convectively mixed layer, with dotted lines indicating its upper and lower boundaries. Panels b-e show photographs of instruments on lake ice: b – method of securing the chain cable, c – enlarged image of the tube, d – two coupled ADCPs on lake ice near the hole, d – ADCPs installed in the hole.

Table 1. Device specifications.

Device	Parameter	Range	Accuracy	Resolution
TR-1 temperature profiler	Temperature, 11 channels	2.46…+21.48	± 0.15 °C	0.02°C
RBR TR-1060 temperature sensor	Temperature	-5…+ 35°C	± 0.002 °C	<0.00005 °C
RBR TDR-2050 temperature and pressure sensor	Pressure Temperature	100dB -5…+ 35°C	±0.05% ± 0.002°C	<0.001% <0.00005°C
RBR DO-1050 dissolved oxygen sensor	Dissolved oxygen content	0…150%	±1%	-
Pyranometer Above-ice Under-ice	Solar radiation, W/m² device above ice device under ice	 0…1000 0…200	 1 + 10% 0.3+20%	 1 0.2
PAR, Alec Electronics MDS-MkV/L light intensity recorder	PAR, mmol/(m²·s) 390–690 nm	0…2000	±4%	1 mmol/(m²·s)
Aquadopp Nortek Profiler HR (ADCP)	Current velocity, 3 components, m/s	0…10 m/s	1%, ±0.005 m/s	

moored PAR chain was positioned so that the upper sensor was located right under the ice, and the distance between other sensors on the chain was 0.3-1.0 m. The duration of continuous measurements of PAR fluxes in March and April varied between 3-14 days in different years, with the measurement resolution being 1-5 minutes. Data from PAR sensors was used to estimate the extinction coefficient, assuming exponential attenuation of radiation in water with depth (Zdorovennov et al., 2016).

The surface albedo value can be estimated as the ratio of the reflected solar radiation flux (E_u) to the incident flux (E_d):

$$\alpha = \frac{E_u(0)}{E_d(0)}.$$

Ice transparency is defined as the ratio of the flux at the ice bottom to the flux passing through its surface:

$$\tau = \frac{E_d(z)}{(1-\alpha)E_d(0)},$$

where $E_d(z)$ is the incident radiation at the ice bottom.

The coefficient of solar radiation extinction in the snow, ice or water column (m^{-1}) is estimated by the formula:

$$k_w(z, z_1) = -\frac{1}{z_1 - z}\ln\left(\frac{E_d(z_1)}{E_d(z)}\right),$$

where z and z_1 are the depths of measurements, m, E_d is the incident radiation flux, W/m² or incident PAR flux, mmol/(m²·s).

Based on the long-term radiation measurements at Lake Vendyurskoe, the ranges of the lake surface albedo in winter and during the period of intensive spring melting were estimated (Petrov et al., 2005), a model of weather-specific albedo change in spring was developed (Zdorovennova et al., 2018), and coefficients of extinction in the water column of lakes in Karelia, the Kola Peninsula, and the Lena River delta were estimated (Zdorovennov et al., 2016).

2.2. Measurements of water temperature, pressure and dissolved oxygen content

Autonomous station TR-chain with temperature sensors distributed throughout the water column (Fig. 1, a, designated by 5 and 6) is usually placed in the central, deep-water areas of lakes. The sensors are distributed evenly throughout the water column, typically with 0.5-1.0 m spacing between the sensors, although the distance can be reduced depending on the research objectives. For example, when studying under-ice convection in Petrozavodsk Bay of Lake Onego in the spring of 2017, the distance between sensors was 0.025 m in the sub-ice layer and 0.36 m further down the water column, with a total station depth of 26 m (Bouffard et al., 2019); in Lake Vendyurskoe in the spring of 2016, the distance between sensors was 0.25 m, with a total station depth of 8 m (Volkov et al., 2019).

Where possible, the minimum sensor spacing is aligned with the characteristic scale of turbulent pulsations. The temporal discreteness of the measurements is selected taking into account the usual time of temperature changes, which depends on many factors (internal waves, turbulence intensity, etc.) (Palshin et al., 2018).

The TR-chain can also integrate dissolved oxygen and pressure sensors. The standard configuration includes two pressure sensors (bottom and surface layers) and multiple sensors spaced uniformly through the water column.

During the spring under-ice convection, the measurement interval is usually 10 seconds, while in other periods it can range from one minute to several hours. At the autonomous station in Lake Vendyurskoe in 1995–2006, TR-1 temperature profiler (Aanderaa Instruments, Norway) were used (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997; Petrov et al., 2006). Since 2007, RBR Ltd. (Canada) temperature, pressure, and dissolved oxygen sensors with loggers have been used on all lakes (Bogdanov et al., 2019; Zdorovennova et al., 2020, Zdorovennova et al., 2021a).

An autonomous station TR-chain can be deployed in the lake both during the open water period and from ice. In the first case, the station is installed in the lake in the fall before ice formation and is removed after ice breakup in the spring. The cable with sensors is stretched between the anchor and the buoy floating at a certain depth in the upper layer of the lake, with the depth selected according to navigation intensity (Fig. 1, a, designated by number 6). This setup provides information during the poorly studied periods of

ice formation and breakup, but the upper water layer is not covered by measurements. It is important to select the anchor weight and the buoy load-bearing capacity so that the cable is taut to maintain the depths of the sensors during the measurement period.

When a TR-chain is installed during the open water conditions, its extraction next spring may pose a problem. The solution is to stretch the cable between the station anchor and an additional anchor placed on the lake bottom some 50-70 m away from the station (Fig. 1, a, designated by the number 7). The TR-chain is lowered first, followed by the additional anchor. The coordinates of the TR-chain and the additional anchor are recorded by GPS. The cable can be located and hooked from a boat passing between the TR-chain and the additional anchor, and then dragged along the bottom.

When installing the TR-chain from ice, it is possible to place the sensors throughout the entire water column, starting from the ice bottom (Fig. 1, a, designated by number 5), which provides an advantage over the bottom-based deployment. In this setup, it is advisable to remove the station before ice breakup to avoid the risk of losing the equipment. In this case however, the periods of ice formation and breakup are not covered. When deploying from ice, the upper end of the cable is fixed over ice (Fig. 1a, b), and the free end of the cable should be pulled down by an anchor to ensure the immobility of the sensors during the measurement period.

One of the main problems with deploying a station from ice is freezing of the cable into ice, making it difficult to remove the devices after the measurements are completed. There is a high risk of accidentally cutting the cable with an ice drill or saw and thus losing expensive equipment. To prevent the cable from freezing into ice, it is recommended to use a plastic corrugated tube (like those used for electrical cables in houses) slightly longer than the thickness of the ice layer (Fig. 1b, c). The cable is threaded through the tube at the point of contact with ice, which prevents it from freezing in and eliminates the risk of accidentally cutting the cable when extracting the equipment.

The chain's temperature sensors provide information on the start dates and duration of the main stages of the annual thermal cycle (ice-covered period, spring and summer heating, thermal bar, autumn mixing, pre-ice period, "biological" summer with water temperatures above 10°C). Recordings from pressure sensors are used to analyze the water level fluctuations in the lake. To correct for atmospheric pressure variations, data from the nearest weather station are required.

The beginning of freeze-up in temperature sensors data is indicated by the disappearance of high-frequency (minute) temperature fluctuations, which are present in the records during ice-free conditions, as well as by a steady increase in the bottom-layer water temperature. The last characteristic applies to lakes where substantial heat accumulates in the thermally active sediment layer during the open-water period. Following freeze-up, the bottom water temperature in such lakes rises rapidly due to heat flux from sediments, serving as a reliable indicator starting of ice-cover period. The end of the ice-covered period is seen as a resumption of high-frequency fluctuations in temperature data. The spring overturn can be described as starting from the date of ice breakup to the date of stratification formation (more than 1°C difference in temperature along the water column). The date of the spring thermal bar corresponds to the date of water temperature rise above 4°C. The duration of autumn overturn can be defined as the period from the date of stratification end to the date of water temperature falling below 4°C. The pre-freeze-up period lasts from the date of water temperature falling below 4°C until ice-on. Data from the chains' temperature sensors permit estimating the parameters of water column stability (Schmidt stability, lake number, Wedderburn number) (Smirnov et al., 2024), for example, using LakeAnalyzer 2.0 software (Read et al., 2011).

Measurements of water temperatures and dissolved oxygen content at an autonomous station have made it possible to identify long-term changes in the duration of stages of the annual thermal cycle in Petrozavodsk Bay of Lake Onego (shortening of the ice-covered period, earlier spring thermal bar dates, earlier onset of summer stratification) (Kalinkina et al., 2021; Zdorovennova et al., 2023). Changes in the winter oxygen regime of Lake Vendyurskoe since the start of trout farming in this lake were revealed (Zdorovennova et al., 2024). Data for different lakes are collected in the database "Water temperature, solar radiation fluxes and currents in different types of waterbodies of Karelia during the ice-covered and open water periods" (Zdorovennov et al., 2023).

2.3. Current measurements

Long-term measurements of currents were carried out in Lake Vendyurskoe during the ice-covered period in 1994-1997, 1999 and 2002. The measurements were done using unique devices designed at the Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre RAS by A.M. Glinsky: ACM (Acoustic Current Meter), DWCM (Drag Wire Current Meter) and HTCM (Hot Thermistor Current Meter) current meters and Vertical Ice Displacement Meter and Horizontal Ice Displacement Meter (Glinsky, 1998; Malm et al., 1998). The measurement range, accuracy and resolution of the devices are given in Table 2. Preliminary results of the analysis of current and ice fluctuations measurements were published in high-ranking Russian and foreign journals (Petrov et al., 2007; Malm et al., 1998).

Current measurements were performed in three modes: 1) vertical profiles of average currents; 2) long-term measurements of currents at one depth for 1.5-7 days; 3) short-term measurements of currents for 3-17 hours at different depths. The measurement resolution ranged from 1-30 seconds to one minute. The number of measurement stations totalled 15, and the number of measurement series produced was more than 200. The devices recorded two components of the current, which were then used to calculate its modulus and direction.

Table 2. Range, accuracy and resolution of instruments used to measure currents and ice displacements.

Device	Range	Accuracy	Resolution
Acoustic current meter (ACM)	Two components of velocity from -7 to +7 cm/s	± 50%	0.02 cm/s
Drag wire current meter (DWCM)	Two components of velocity from -2 to +2 cm/s	25%	0.0003 cm/s
Hot thermistor current meter (HTCM)	Velocity 0.03-10 cm/s Temperature from 0 to 20°C	± 30% 0.2°C	1% 0.0002°C
Ice vertical displacement meter	Vertical displacement of ice from -10 to +10 cm	0.2 mm	0.002 mm
Ice horizontal displacement meter	Horizontal displacement of ice from -15 to +15 cm	1.0 mm	0.01 mm

Having analyzed the current measurements from Lake Vendyurskoe in the winter of 1994-1996 and 2002, we concluded that a quasi-closed circulation is formed in the lake in winter. The possibility of such a circulation is also confirmed by the calculations given by Petrov et al. (2007): the authors showed that an anticyclonic gyre was formed in the lake in winter, which covered almost the entire lake and persisted throughout the winter. The circulation is presumably induced by the horizontal gradients in water temperature, which arise as a result of non-uniform heat supply from the sediments of shallow and deep-water areas. According to the calculations, three weeks after the ice cover has set in, the maximum current velocities can reach 6–8 mm/s in the surface layers of the water column. As the heat flux from the sediments declines in the second half of winter (February-March), the calculated current velocities decrease to 2–3 mm/s.

Current measurements and accompanying temperature measurements from different areas of Lake Vendyurskoe in the winter months of 1994-2002 served as the dataset for the database "Currents in a Shallow Lake - 1" (Zdorovennov et al., 2018). This database is a set of hyperlinked web pages containing the results of unique measurements of current velocities in Lake Vendyurskoe in winter. The database also contains data on the water temperature at the depths where the current meters were deployed, and observations of vertical and horizontal ice displacements. Descriptions of the devices used to carry out the measurements are available in the database.

Since March 2015, current measurements have been carried out using two Acoustic Doppler Current Profilers Aquadopp Nortek profiler HR (ADCP). The devices are placed in an ice hole so that the emitter is below the ice bottom (Fig. 1, a, designated by number 8). If the ice is thicker than the length of the instrument body, a layer of ice is removed to form a depression and holes for the instruments are drilled through such ice areas (Fig. 1, g, e). New methods have been developed for calculating the Reynolds tensor components and analyzing turbulence parameters based on data from one or two ADCPs installed in such a way that their rays intersect at certain depths (Bogdanov et al., 2021; 2023a; Volkov et al., 2021). ADCP measurement data were used to create the database "Currents in a Shallow Lake - 2" (Zdorovennov et al., 2020).

2.4. Ice- and bottom-based chains

The measuring complex designed by A.M. Glinsky of the Hydrophysics Laboratory of the Northern Water Problems Institute, Karelian Research Center RAS included temperature sensors frozen into ice and located in the sub-ice water layer, the water column, the bottom water layer, and the top layer of bottom sediments (Fig. 2) (Palshin et al., 2024). The resolution of the temperature sensors was 0.003 °C, the measurement accuracy depended on the calibration and was less than ±0.05 °C, the measurement time step in different years was 1–6 hours. The distance between sensors on the ice-based chain was 0.1 m. This complex was deployed in the lake when the thickness of black ice reached 0.2 m. Measurements over six winter seasons in Lake Vendyurskoe yielded unique data on the evolution of temperatures in the ice-water-sediment system and enabled estimation of the magnitude of the heat flux from sediments to water and from water to ice (Bogdanov et al., 2023b; Palshin et al., 2024). A method was developed for calculating ice thickness and estimating the heat flux from water to ice by fitting the functions that approximate the temperature profiles in water and ice near their boundary (Palshin et al., 2024). Estimates of the black ice growth rate reveal

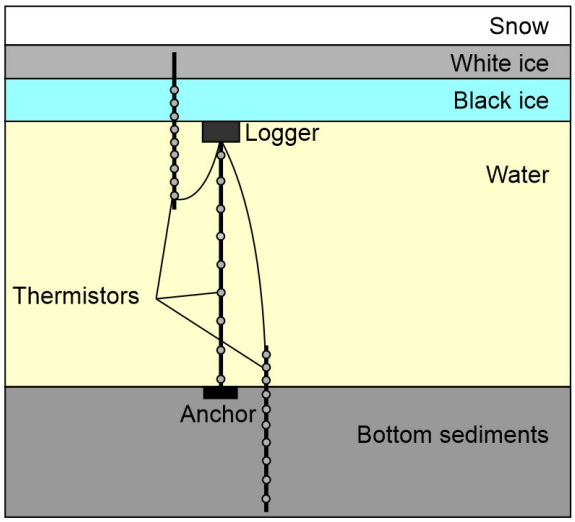


Fig.2. Layout of the devices in the body of black ice, water and the top sediment layer.

maximum values (up to 8.5 mm/day) in the first month of the ice-covered period, with a decline in the average growth rate to 3.4 mm/day in the second and third months of the ice cover. The heat flux through black ice varied significantly in synoptic time intervals, showing a tendency to decrease from 40 to 10 W/m^2 during the winter (Bogdanov et al., 2023b). When black ice was covered by water, isothermy was observed inside the ice, and the heat flux was zero. The heat flux at the water-ice interface was estimated to be 1–2 W/m^2, which is very close to the estimates obtained for Lake Vendyurskoe previously (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997). To quantify the effects of the thermal inertia of ice, a model problem of heat propagation in an ice sheet with periodic temperature changes at its upper boundary was considered. The attenuation of the amplitude and the delay of the heat wave during its propagation in ice were estimated and, accordingly, the conditions under which the temperature profile in the ice sheet is close to linear were analyzed (Bogdanov et al., 2023b).

2.5. Autonomous device for measuring the temperature profile in the bottom layers of water and soil

Since 2007, year-round measurements of the temperature of the bottom water layer and the top layer of sediments have been carried out in Lake Vendyurskoe using a bottom-based device carrying ten RBR temperature sensors (Gavrilenko et al., 2015). Several designs of the bottom platform were tested and an "Autonomous device for measuring the temperature profile in the bottom layers of water and soil" was finally developed (Mitrokhov and Palshin, 2015). The device includes a base in the form of a metal-profile frame shaped into an equilateral triangle. The corners of the base are connected by cables to a buoy through a hinge joint, to which a threaded metal rod is hinged (Fig. 3). In the lower part of the rod, at level with the base, a measuring unit is attached so as to enable its vertical movements. The unit consists of a metal plate with sockets made of low thermal conductivity material attached to it. RBR temperature sensors with loggers, coupled with pressure sensors, are installed vertically in the sockets and fixed rigidly at mid-body. The system is installed in the lake bed in the fall, with a buoy pulling the rope up. When it is time to lift the device, the procedure with an additional anchor described above is used. The first few hours of measurements are excluded from calculations since the device is buried in the top layer of bottom sediments for some time and the sensors adjust their position relative to the water-bottom interface. When positioned correctly, some of the sensors are submerged in the top sediment layer, while others remain in the bottom water layer. After removing the measuring device from the lake, it is necessary to understand which sensors fell into the silt and which remained in the water. Sensors that fell into the water are usually overgrown with periphyton. Analysis of sensor data also helps to understand which of the sensors were in the water: the readings of such sensors contain high-frequency oscillations, while the readings of sensors that were in the silt have smoothed high-frequency oscillations. The sensors are arranged in a ladder with about 2 cm step, which allows us to estimate the heat flux at the water-bottom interface using the gradient method (Gavrilenko et al., 2015). Long-term water temperature measurements with a small time step (one minute) using this device provided fundamentally new information on heat transfer at the water-sediment interface throughout the year, including periods of ice cover formation and destruction (Gavrilenko et al., 2015; Zdorovennova et al., 2021b).

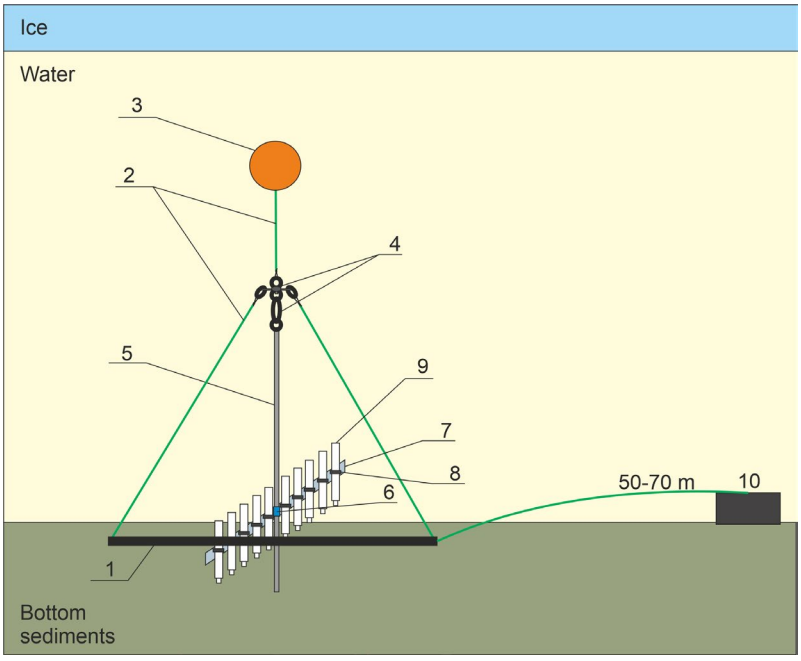


Fig.3. Autonomous device for measuring the temperature profile in the bottom layers of water and soil: 1 – the base, 2 – the cable, 3 – the buoy, 4 – the hinge joint, 5 – the threaded metal rod, 6 – the hinged fastener of the measuring unit, 7 – the metal plate, 8 – the socket, made of low thermal conductivity material, 9 – temperature and pressure sensors with loggers, 10 – the additional anchor.

3. Estimation of energy parameters of an ice-covered lake during the spring under-ice convection

An important task in our experiments on lakes is to identify the mixing mechanisms in the annual cycle of different types of lakes in southern Karelia. During the open water period, the convective mixing mechanism triggered by surface cooling was studied using TR-chain and ADCP data (Bogdanov et al., 2023c; 2024). In ice-covered lakes, radiation-driven convection (RDC) develops at the end of the winter season, as the penetration of solar radiation under the ice causes the temperature of the upper water layer to rise by 0-4°C. A characteristic feature of the RDC is the formation and deepening of the convectively mixed layer (CML), as well as a gradual increase in the water temperature in this layer. The main factors that control the intensity of RDC development in lakes are the weather conditions, the thickness and structure of the snow-and-ice cover, the magnitude of the solar radiation flux penetrating under the ice, water transparency and the temperature gradient within the water column formed during the winter before the onset of RDC. The process of convective mixing generated by solar radiation fluxes penetrating through the ice cover into the water column of lakes has been previously considered in a number of studies (Farmer, 1975; Mironov et al., 2002; Jonas et al., 2003; Bouffard and Wüest, 2019; Bouffard et al., 2019). In lakes of the temperate zone, RDC usually begins at the end of the winter, when snow melts and solar radiation penetrates under the ice in amounts sufficient to heat the upper layer of the water column and form a CML. However, the amount of heat penetrating under the ice depends on the weather conditions, i.e. the presence/absence of clouds and precipitation.

The ice cover of lakes in the temperate zone usually includes layers of black ice and white ice and sometimes layers of wet snow, which effectively attenuate the flux of solar radiation (Leppäranta, 2015), inhibiting the under-ice heating and the associated convective mixing. However, under-ice heating of the water column in lakes of arid regions with extremely little snow on ice is much more pronounced than in lakes of the temperate zone; the water temperature in such lakes at the end of the winter can exceed +10 °C, and direct stratification is already formed under ice (Kirillin et al., 2021; Huo et al., 2025). In Lake Baikal, along its northwestern shore where snow typically does not accumulate on ice, the onset of under-ice water warming is recorded immediately after freeze-up (Aslamov et al., 2017).

As an illustration of our experiments, the following section presents the results of calculations of the basic potential energy, buoyancy flux and mixing efficiency based on water temperature and solar radiation data from the autonomous stations deployed in the central part of Lake Vendyurskoe from April 21 to April 24, 2013. Ice thickness measurements during this period were taken twice a day: at 9:00 and at 19:00. At the beginning of the measurements (April 21, 2013, 9:00), total ice (41 cm), white ice (6 cm) and black ice (35 cm) were maximum for the entire period (Fig. 4). During the measurement period ice was thawing and the thickness of all its layers decreased. By the last day of observations, white ice had thawed away and black ice thickness decreased to 31.0-31.5 cm.

An increase in water temperature at the sub-ice layer from 1.6 to 2.1 °C during daytime hours and a cooling to 0.5 °C at night was revealed 21-24 April (Fig. 5). Temperature dropped sharply in thin sub-ice layer on the last day of observations (April 24), when the maximum daytime temperature did not exceed 1.1 °C, whereas in the previous days it rose to 1.6-2.1 °C. Apparently, this was due to the cloudy weather on that day and the decrease in the amount of solar radiation incident on the ice surface (320-350 W/m^2). Although there was no snow on ice and the white ice layer had thawed away, the radiation penetrating under the ice on that day was minimal – 24-26 W/m^2 (Fig. 6).

The depth of the CML was determined by the ordinary least squares method. The estimation algorithm is described in detail for the case of night cooling of a small forest lake in summer (Bogdanov et al., 2024). The deepening of the CML in the period under consideration progressed slowly; the depth of the CML lower boundary (H_{mix}) ranged from 4.92 to 5.02 m (Table 3).

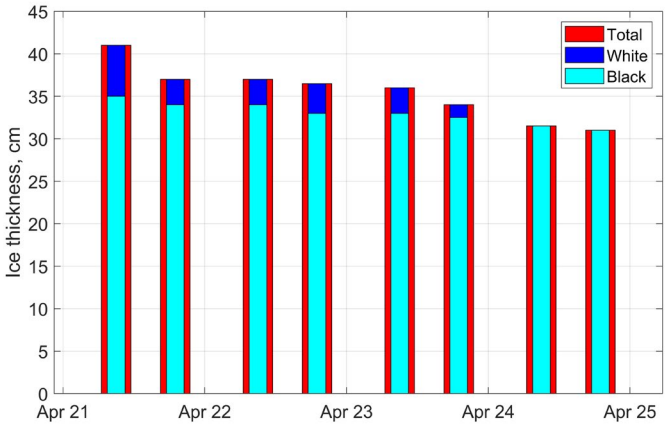


Fig.4. Total, white and black ice thickness measured at 09:00 and 19:00 during the period 21–24 April 2013.

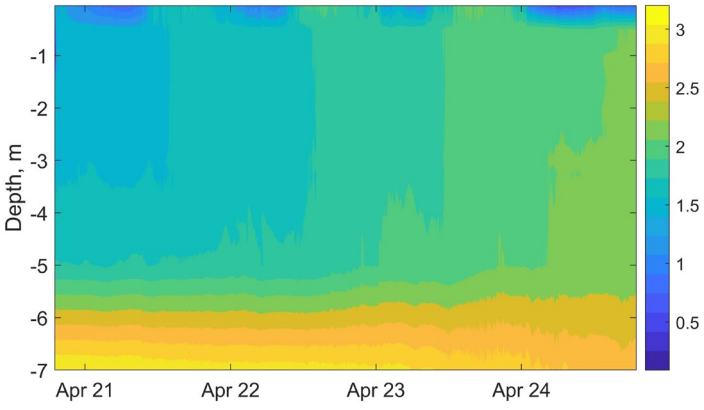


Fig.5. Change in water temperature (°C) over the period from April 21 to April 24, 2013.

The change in the background potential energy (BPE) over time was calculated using data from temperature sensors after preliminary reordering of the temperature profile at each moment in time by the formula:

$$BPE = \frac{\int_0^H g\rho' z dz}{\int_0^H \rho' dz} - \frac{gHd\bar{p}}{2\bar{\rho}},$$

where ρ'– water density after reordering temperature profile (kg/m^3), $g = 9.8$ (m/s^2) – acceleration of gravity, z – depth sensor (m), H – height of water column (m). Water density was calculated using the formula derived from the Chen-Millero equation of state (Chen and Millero, 1986). When calculating potential energy, the energy component generated by the heating of the water column was excluded (Bogdanov et al., 2023c) and represented as $\frac{gHd\bar{p}}{2\bar{\rho}}$, where $\bar{\rho}$ – vertically averaged water density (kg/m^3), $d\bar{\rho}$ – change in average density over time.

The criterion for identifying mixing episodes was the increase in *BPE*. The mixing efficiency was calculated as the ratio of the *BPE* increment to the external pumping value for the corresponding time period:

$$\eta = \frac{\Delta BPE}{\Delta BPE + \Delta IE},$$

where ΔIE is the increment of internal energy defined as $\Delta IE = \int_{t0}^{t} \frac{h-\delta}{2H} B_R dt$ for the start and end of each mixing episode, where δ and h – depths of upper and lower CML boundaries (m), B_R – buoyancy flux (J/kg), and $\Delta BPE = BPE(t) - BPE(t_0)$ is the *BPE* increment at a certain time instant. The calculated values of *BPE* increment in our case were $3 - 4.5 \times 10^{-4}$ J/kg per day.

The cumulative buoyancy flux was estimated using data on the solar radiation flux under ice. In this paper, we consider the RDC with non-uniform radiative heating of the water column, and the buoyancy flux is given as (Mironov et al., 2002):

$$B_R = \left(\beta(-\delta,t)I(\delta,t)\right) + \left(\beta(-h,t)I(h,t)\right) - \frac{2}{h-\delta}\int_{\delta}^{h}\left(\beta(-z,t)I(z,t)\right)dz$$

where $\beta = \alpha g(t - t_{md})$ is the buoyancy parameter, $I(z,t)$ is the kinematic flux of solar radiation (Km/c) denoted as $I(z,t) = \frac{Q(z,t)}{c \times \rho}$, where $Q(z,t) = Q_s(t)(\alpha_1 e^{-\gamma_1 z} + \alpha_2 e^{-\gamma_2 z})$ is the solar radiation flux (W/m^2) with the following parameters: $\alpha_1 = 0.5$; $\alpha_2 = 0.5$; $\gamma_1 = 2.7$ m^{-1}; $\gamma_2 = 0.7$ m^{-1} (Mironov et al., 2002), $c = 4.218 \times 10^3$ (J$\times$ (kg$\times$K)$^{-1}$); $\alpha = 1.6509 \times 10^5$ (K^{-2}); $t_{md} = 276.98$ (K).

The mixing efficiency for the selected episodes took a value in the range of 0.58-0.73 (Table 3).

A noticeable change is seen in the estimation of the mixing efficiency for the second episode, probably associated with the weather conditions and a restructuring of the temperature profile, including the inflection of the background potential energy line for this episode (Fig. 7). Our estimates are similar to those obtained elsewhere under RDC conditions (Ulloa et al., 2018) and, in particular, for Lake Vendyurskoe (Novikova and Zdorovennova, 2024).

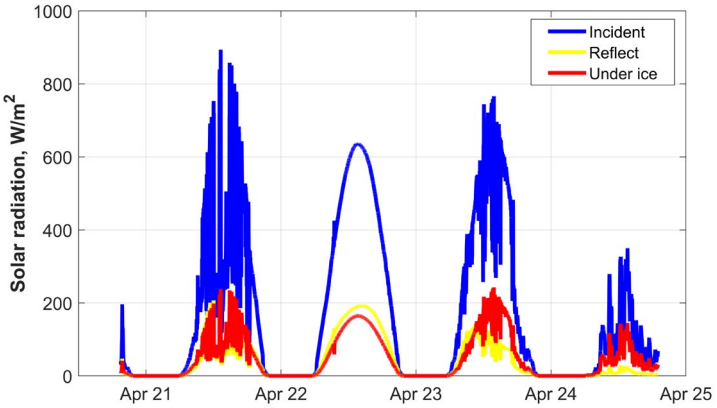


Fig.6. Fluxes of incident, reflected and under-ice radiation in the period from April 21 to April 24, 2013.

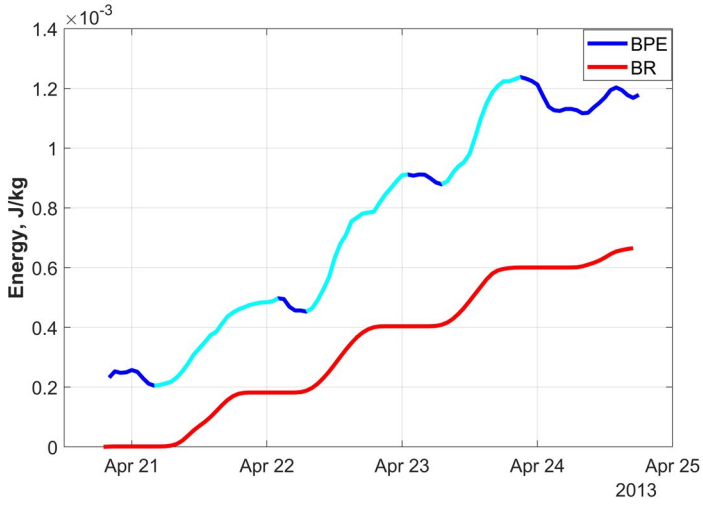


Fig.7. Changes in BPE (blue line) and buoyancy flux BR (red line) in the period from April 21 to April 24, 2013. Light blue sections of the line are mixing episodes.

Table 3. Start and duration of mixing episodes based on BPE increase, average CML lower boundary depth (H_{mix}) and mixing efficiency (η) per episode

Episode no.	Start	Duration, hours	H_{mix}, m	η
1	21.04.2013 04:00	22	4.92	0.74
2	22.04.2013 07:00	18	4.98	0.58
3	23.04.2013 07:00	14	5.02	0.73

4. Conclusions

In the course of long-term wintertime field studies of temperate and arctic lakes (Karelia, Kola Peninsula, Lena River delta), staff of the Hydrophysics Laboratory of the Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences have designed a number of unique devices, measuring systems and new methods for measuring and analyzing hydrophysical parameters (solar radiation fluxes, ice, water and bottom sediments temperature, pressure, and current velocities) and dissolved oxygen content. Methods have been developed for deploying autonomous stations in a lake in open water conditions and from ice for long-term measurements of water temperature, pressure and dissolved oxygen content. The resultant data can be used to analyze the duration of stages in the annual thermal cycle, ice phenology, oxygen conditions, and the mixing regime of lakes. A measuring system with temperature sensors distributed across black ice, water column and top sediment layer has been designed. Two new methods have been developed for estimating the heat flux at the water-ice interface and within black ice and the growth rate of black ice has been estimated. A patent for a utility model "Autonomous device for measuring the temperature profile in the bottom layers of water and soil" was obtained, which allows estimating the heat flux at the water-bottom interface on a daily, synoptic and seasonal scale, including the poorly studied periods of ice formation and breakup. The methodology for conducting measurements by two coupled ADCPs deployed in the ice cover of lakes was improved; new methods for estimating the components of the Reynolds tensor were developed based on data from one or two ADCPs with rays intersecting at certain depths. A number of databases were created based on the measurement results.

Acknowledgements

The study was carried out within state assignment to the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences "The role of hydrophysical processes in ecosystems of shallow lakes. Current state and forecast of the development of ecosystems of small lakes in Karelia under human impact and climate change" FMEN-2021-0019.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. 2009. Lakes as sentinels of climate change. Limnology and Oceanography 54(6 part 2): 2283–2297. DOI: 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283

Aşırok E., Kirillin G. 2025. Breathing in sleep: oxygen dynamics during the polar night in an Arctic lake. Aquatic Sciences 87: 73. DOI: 10.1007/s00027-025-01195-x

Aslamov I., Kirillin G., Makarov M. et al. 2021. System for Lake Ice Monitoring. Sensors 21: 8505. DOI: 10.3390/s21248505

Aslamov I.A., Kozlov V.V., Kirillin G.B. et al. 2017. A study of heat transport at the ice base and structure of the under-ice water layer in Southern Baikal. Water Resources 44: 428–441. DOI: 10.1134/S0097807817030034

Bengtsson L., Malm J., Terzhevik A. 1996. Field investigation of winter thermos- and hydrodynamics in a small Karelian lakes. Limnology and Oceanography 41(7): 1502–1513. DOI: 10.4319/lo.1996.41.7.1502

Block B.D., Denfeld B.A., Stockwell J.D. et al. 2018. The unique methodological challenges of winter limnology. Limnology and Oceanography: Methods 17(1): 42–57. DOI: 10.1002/lom3.10295

Bogdanov S., Zdorovennova G., Volkov S. et al. 2019. Structure and dynamics of convective mixing in Lake Onego under ice-covered conditions. Inland waters 9(2): 177–192. DOI: 10.1080/20442041.2018.1551655

Bogdanov S.R., Zdorovennov R.E., Palshin N.I. et al. 2021. Deriving of Turbulent Stresses in a Convectively Mixed Layer in a Shallow Lake Under Ice by Coupling Two ADCPs. Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika 14(2): 17–28. DOI: 10.7868/S2073667321020027

Bogdanov S., Maksimov I., Zdorovennova G. et al. 2023. Towards Turbulent Stresses Estimates by Special Geometric Adjustment of Two ADCPs. Water 15(1): 28. DOI: 10.3390/w15010028

Bogdanov S., Palshin N., Zdorovennov R. et al. 2023. Calculation of Black Ice Thickness and Heat Fluxes inside the Ice and at the Water–Ice Boundary in a Boreal Lake. Limnological Review 23(3): 138–156. DOI: 10.3390/limnolrev23030009

Bogdanov S.R., Palshin N.I., Zdorovennov R.E. et al. 2023. Estimation of Mixing Efficiency of a Small Dimictic Lake due to Surface Cooling. Fundamental'naya i prikladnaya gidrofizika [Fundamental and Applied Hydrophysics] 16(2): 73–88. DOI: 10.59887/2073-6673.2023.16(2)-6 (in Russian)

Bogdanov S.R., Zdorovennova G.E., Zdorovennov R.E. et al. 2024. Features of mixing the water mass of a small lake during night cooling. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 2: 25–38. DOI: 10.17076/lim1874 (in Russian)

Bouffard D., Wüest A. 2019. Convection in lakes. Annual Review of Fluid Mechanics 51: 189–215. DOI: 10.1146/annurev-fluid-010518-040506

Bouffard D., Zdorovennova G., Bogdanov S. et al. 2019. Under-ice convection dynamics in a boreal lake. Inland Waters 9(2): 142–161. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533356

Chen C.-T.A., Millero F.J. 1986. Thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. Limnology and Oceanography 31(3): 657–662. DOI: 10.4319/lo.1986.31.3.0657

Culpepper J., Sharma S., Gunn G. et al. 2025. One-Hundred Fundamental, Open Questions to Integrate Methodological Approaches in Lake Ice Research. Water Resources Research 61(5): e2024WR039042. DOI: 10.1029/2024WR039042

Farmer D.M. 1975. Penetrative convection in the absence of mean shear. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 101: 869–891. DOI: 10.1002/qj.49710143011

Gavrilenko G.G., Zdorovennova G.E., Zdorovennov R.E. et al. 2015. Heat flux at the water-bottom sediment interface in a small lake. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 9: 3–9. DOI: 10.17076/lim72 (in Russian)

Glinsky A. 1998. Current Meters for Measurement of Low-Speed Velocities in Ice Covered Lakes. Limnology and Oceanography 43(7): 1661–1668.

Golosov S., Zverev I., Shipunova E. et al. 2018. Modified parameterization of the vertical water temperature profile in the FLake model. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography 70(1): 1–7. DOI: 10.1080/16000870.2018.1441247

Golub M., Thiery W., Marcé R. et al. 2022. A framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: the ISIMIP Lake Sector. Geoscientific Model Development 15:4597–4623. DOI: 10.5194/gmd-15-4597-2022

Hampton S.E., Galloway A.W.E., Powers S.M. et al. 2017. Ecology under lake ice. Ecology letters 20(1): 98–111. DOI: 10.1111/ele.12699

Hampton S.E., Powers S.M., Dugan H.A. et al. 2024. Environmental and societal consequences of winter ice loss from lakes. Sciences 386: 6718. DOI: 10.1126/science.adl3211

Huang W., Zhang Z., Li Z. et al. 2021. Under-ice dissolved oxygen and metabolism dynamics in a shallow lake: The critical role of ice and snow. Water Resources Research 2021(57): e2020WR027990. DOI: 10.1029/2020WR027990

Huo P., Lu P., Leppäranta M. et al. 2025. Strong under-ice heating of Central Asian shallow lakes. Geophysical Research Letters 52(14): e2024GL114501. DOI: 10.1029/2024GL114501

Jansen J., MacIntyre S., Barrett D.C. et al. 2021. Winter Limnology: How do Hydrodynamics and Biogeochemistry Shape Ecosystems Under Ice? JGR Biogeosciences 126(6): e2020JG006237. DOI: 10.1029/2020JG006237

Jansen J., Simpson G.L., Weyhenmeyer G.A. et al. 2024. Climate-driven deoxygenation of northern lakes. Nature Climate Change14(8): 832–838. DOI: 10.1038/s41558-024-02058-3

Jonas T., Terzhevik A.Y., Mironov D.V. et al. 2003. Radiatively driven convection in an ice-covered lake investigated by using temperature microstructure technique. Journal of Geophysical Research 108: 3183. DOI: 10.1029/2002JC001316

Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Efremova T.V. et al. 2021. Response of the Onega Lake ecosystem in the spring-summer period to abnormally high air temperatures in the winter of 2019/2020. Izvestiya RAN. Seriya geograficheskaya [Bulletin of the Russian Academy of Sciences. Geographical Series] 85(6): 888–899. DOI: 10.31857/S2587556621060078 (in Russian)

Kalinkina N.M., Smirnova V.S., Slastina Yu.L. et al. 2024. Development of winter phytoplankton of Lake Onega depending on the physicochemical conditions of the environment. Izvestiya RGO [Proceedings of the Russian Geographical Society] 156(4): 358–374. DOI: 10.31857/S0869607124040084 (in Russian)

Kirillin G., Leppäranta M., Terzhevik A. et al. 2012. Physics of seasonally ice-covered lakes: a review. Aquatic Sciences 74: 659–682. DOI: 10.1007/s00027-012-0279-y

Kirillin G.B., Shatwell T., Wen L. 2021. Ice-covered lakes of Tibetan Plateau as solar heat collectors. Geophysical Research Letters 48(18) e2021GL093429. DOI: 10.1029/2021GL093429

Leppäranta M. 2015. Freezing of Lake and Evolution of Their Ice Cover. Berlin: Springer.

Magnuson J.J., Beckel A.L., Mills K. et al. 1985. Surviving winter hypoxia: behavioral adaptations of fishes in a northern Wisconsin winterkill lake. Environmental Biology of Fish 14: 241–250. DOI: 10.1007/BF00002627

Malm J., Terzhevik A., Bengtsson L. et al. 1997. Temperature and salt content regimes in three shallow ice-covered lakes: heat and mass fluxes. Nordic Hydrology 28(2): 129–152. DOI: 10.2166/nh.1997.0008

Malm J., Bengtsson L., Terzhevik A. et al. 1998. A field study on currents in a shallow ice-covered lake. Limnology and Oceanography 43: 1669–1679. DOI: 10.4319/lo.1998.43.7.1669

Mironov D., Terzhevik A., Kirillin G. et al. 2002. Radiatively driven convection in ice-covered lakes: Observations, scaling, and a mixed layer model. Journal of Geophysical Research 107: 1–16. DOI: 10.1029/2001JC000892

Mitrokhov A.V., Palshin N.I. 2015. Autonomous device for measuring temperature profile in bottom layers of water and soil. Patent for utility model RU 153787 U1, 27.07.2015. Application No. 2014146400/28 dated 18.11.2014. (in Russian)

Novikova I., Zdorovennova G. 2024. Synoptic variability of energy parameters in an ice-covered lake at the end of winter. BIO Web of Conferences 94: 04003. DOI: 10.1051/bioconf/20249304003

O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K. et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42: 10773–10781. DOI: 10.1002/2015GL066235

Palshin N.I., Bogdanov S.R., Zdorovennova G.E. et al. 2018. Short Internal Waves in a Small Ice-Covered Lake. Water Resources45(5): 695–705. DOI: 10.1134/S0097807818050159

Palshin N.I., Zdorovennov R.E., Zdorovennova G.E. et al. 2020. Daily variability of dissolved oxygen content as an indicator of metabolism in an ice-covered lake ecosystem. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk. Seriya Ekologicheskie issledovaniya [Proceedings of Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Series Ecological Research] 12: 1–11. DOI: 10.17076/eco1334 (in Russian)

Palshin N.P., Zdorovennova G.E., Efremova T.V. et al. 2024. Heat Exchange at the Water–Ice Interface and Ice Growth in a Small Boreal Lake. Water Resources 51(2): 231–244. DOI: 10.1134/S0097807824701501

Pernica P., North R.L., Baulch H.M. 2017. In the cold light of day: The potential importance of under-ice convective mixed layers to primary producers. Inland Waters 7: 138–150. DOI: 10.1080/20442041.2017.1296627

Petrov M.P., Terzhevik A.Yu., Palshin N.I. et al. 2005. Absorption of solar radiation by snow-and-ice cover of lakes. Water Resources 32(5): 496–504. DOI: 10.1007/s11268-005-0063-7

Petrov M.P., Terzhevik A.Yu., Zdorovennov R.E. et al. 2006. The thermal structure of a shallow lake in early winter. Water Resources 33 (2): 135–143. DOI: 10.1134/S0097807806020035

Petrov M.P., Terzhevik A.Yu., Zdorovennov R.E. et al. 2007. Motion of water in an ice-covered shallow lake. Water Resources 34(2): 113–122. DOI: 10.1134/S0097807807020017

Rafat A., Kheyrollah Pour H., Spence C. et al. 2023. An analysis of ice growth and temperature dynamics in two Canadian subarctic lakes. Cold Regions Sciences and Technology 210: 103808. DOI: 10.1016/j.coldregions.2023.103808

Read J.S., Hamilton D.P., Jones I.D. et al. 2011. Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. Environmental Modelling & Software 26: 1325–1336. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.05.006

Sahoo G.B., Forrest A.L., Schladow S.G. et al. 2015. Climate change impacts on lake thermal dynamics and ecosystem vulnerabilities. Limnology and Oceanography 61(2): 496–507. DOI: 10.1002/lno.10228

Sharma S., Blagrave K., Magnuson J.J. et al. 2019. Widespread loss of lake ice around the Northern Hemisphere in a warming world. Nature Climate Change 9: 227–231. DOI: 10.1038/s41558-018-0393-5

Smirnov S.I., Smirnovsky A.A., Bogdanov S.R. et al. 2025. Numerical simulation of under-ice radiatively driven convection in lakes with different water transparency, St. Petersburg State Polytechnical University Journal. Physics and Mathematics 18 (1): 69–86. DOI: 10.18721/JPM.18106

Smirnov S.I., Zdorovennov R.E., Efremova T.V. et al. 2024. Parameters of Water Column Stability in a Small Polymictic Lake in Years of Different Weather Conditions. Water Resources 51(3): 299–313. DOI: 10.1134/S0097807824700817

Stepanenko V.M., Jöhnk K.D., Machulskaya E. et al. 2014. Simulation of surface energy fluxes and stratification of a small boreal lake by a set of one-dimensional models. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography 66: 21389. DOI: 10.3402/tellusa.v66.21389

Terzhevik A.Yu., Palshin N.I., Efremova T.V. et al. 2023. Research of the hydrophysics laboratory of the Institute of Hydrophysical Problems of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences in 1991-2022. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk. Seriya Limnologiya i okeanologiya [Proceedings of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Series Limnology and Oceanology] 6: 5–22. DOI: 10.17076/lim1809 (in Russian)

Ulloa H.N., Wüest A., Bouffard D. 2018. Mechanical energy budget and mixing efficiency for a radiatively heated ice-covered waterbody. Journal of Fluid Mechanics 852: R1. DOI: 10.1017/jfm.2018.587

Ulloa H.N., Ramón C.L., Doda T. et al. 2022. Development of overturning circulation in sloping waterbodies due to surface cooling. Journal of Fluid Mechanics 930: A18. DOI: 10.1017/jfm.2021.883

Volkov S.Yu., Bogdanov S.R., Zdorovennova G.E. et al. 2019. Large-scale structure of convectively-mixed layer in a shallow ice-covered lake. Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika [Fundamental and applied hydrophysics] 12(1): 30–39. DOI: 10.7868/S2073667319010040 (in Russian)

Volkov S., Bogdanov S., Zdorovennova G. et al. 2021. A Method for Estimation of Turbulence Fine-Scale Anisotropy Parameters from ADCP Data. Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika 14(1): 86–96. DOI: 10.7868/S2073667321010093

Woolway R.I., Kraemer B.M., Lenters J.D. et al. 2020. Global lake responses to climate change. Nature Review Earth Environment 1: 388–403. DOI: 10.1038/s43017-020-0067-5

Woolway R.I., Merchant C.J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. Nature Geoscience 12: 271–276. DOI: 10.1038/s41561-019-0322-x

Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A. et al. 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. Nature Communications 12: 2318. DOI: 10.1038/s41467-021-22657-4

Xie F., Lu P., Li Z. et al. 2022. A floating remote observation system (FROS) for full seasonal lake ice evolution studies. Cold Regions Sciences and Technology 199: 103557. DOI: 10.1016/j.coldregions.2022.103557

Yang B., Wells M.G., Li J. et al. 2020. Mixing, stratification, and plankton under lake-ice during winter in a large lake: Implications for spring dissolved oxygen levels. Limnology and Oceanography 65: 2713–2729. DOI: 10.1002/lno.11543

Zdorovennov R., Gavrilenko G., Zdorovennova G. et al. 2016. Optical properties of Lake Vendyurskoe. Geography, Environment, Sustainability 3: 74–87. DOI: 10.15356/2071-9388_03v09_2016_05

Zdorovennov R.E., Palshin N.I., Zdorovennova G.E. et al. 2018. Currents in a shallow lake-1. Database registration certificate RU 2018621066, 13.07.2018. Application No. 2018620468 dated 19.04.2018. (in Russian)

Zdorovennov R.E., Borodin A.V., Palshin N.I. et al. 2020. Currents in a shallow lake-2. Database registration certificate RU 2020621388, 10.08.2020. Application No. 2020621268 dated 27.07.2020. (in Russian)

Zdorovennov R.E., Palshin N.I., Mitrokhov A.V. et al. 2023. Water temperature, solar radiation fluxes and currents in different types of reservoirs of Karelia during the freeze-up and open water periods. Database registration certificate RU 2023623891, 11/10/2023. Application No. 2023623648 dated 10/30/2023. (in Russian)

Zdorovennova G., Palshin N., Efremova T. et al. 2018. Albedo of a Small Ice-Covered Boreal Lake: Daily, Meso-Scale and Interannual Variability on the Background of Regional Climate. Geosciences 8(6): 206. DOI: 10.3390/geosciences8060206

Zdorovennova G.E., Timofeeva V.V., Terzhevik A.Yu. et al. 2020. Temperature and dissolved oxygen in oligotrophic lamba in winter. Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya [Advances in Modern Natural Science] 12: 74–79. DOI: 10.17513/use.37540 (in Russian)

Zdorovennova G., Palshin N., Golosov S. et al. 2021. Dissolved Oxygen in a Shallow Ice-Covered Lake in Winter: Effect of Changes in Light, Thermal and Ice Regimes. Water 13(17): 2435. DOI: 10.3390/w13172435

Zdorovennova G., Terzhevik A., Palshin N. et al. 2021. Seasonal change in heat flux at the water-bottom sediment boundary in a small lake. Journal of Physics: Conference Series 2131(3): 032080. DOI: 10.1088/1742-6596/2131/3/032080

Zdorovennova G.E., Zdorovennov R.E., Palshin N.I. et al. 2023. Seasonal and interannual variability of water temperature in the Petrozavodsk Bay of Lake Onega. Izvestiya Russkogo geograficheskogo obshchestva [Bulletin of the Russian Geographical Society] 155(3-4): 47–61. DOI: 10.31857/S0869607123030126 (in Russian)

Zdorovennova G.E., Palshin N.I., Zdorovennov R.E. et al. 2024. Oxygen regime of Lake Vendyurskoe under conditions of functioning of trout farm. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk. Seriya Ekologicheskie issledovaniya [Proceedings of Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Series Ecological Research] 8: 73–83. DOI: 10.17076/eco1988 (in Russian)

Zdorovennova G., Efremova T., Novikova I. et al. 2025. Contrasting Changes in Lake Ice Thickness and Quality Due to Global Warming in the Arctic, Temperate, and Arid Zones and Highlands of Eurasia. Water 17(3): 365. DOI: 10.3390/w17030365

Zverev I.S., Zdorovennov R.E., Zdorovennova G.E. et al. 2019. Modeling of thermohydrodynamic processes in a shallow boreal lake: verification of a three-dimensional model. Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre RAS] 9: 5–17. DOI: 10.17076/lim1108 (in Russian)

Оригинальная статья

Методики гидрофизических измерений на автономных станциях в мелководных озерах в период ледостава

Новикова Ю.С.*, Здоровеннов Р.Э., Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Митрохов А.В., Ефремова Т.В., Здоровеннова Г.Э.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Приведено краткое описание методик гидрофизических измерений в мелководных озерах на автономных станциях в период ледостава, разработанных на основании 30-летнего опыта. Длительные записи потоков солнечной радиации на поверхности озер и на нескольких глубинах водного столба направлены на выявление закономерностей эволюции глубины оптических свойств снежно-ледяного покрова и воды, таких как альбедо и коэффициент экстинкции (ослабления) потока солнечной радиации в толще снега, белого и кристаллического льда и воды. Длительные измерения температуры воды датчиками, распределенными по водному столбу, могут использоваться для определения дат начала и продолжительности этапов годового термического цикла, расчета параметров устойчивости водного столба, для характеристики режима перемешивания озер. Длительные измерения датчиками растворенного кислорода позволяют изучить суточную, синоптическую, сезонную и межгодовую изменчивость кислородных условий в озерах, оценить продолжительность и выраженность периодов дефицита кислорода. Измерения температуры датчиками, вмороженными в лед и размещенными в подледном слое воды, позволяют оценить величину теплового потока на границе водной толщи с ледовым покровом, рассчитать скорость нарастания кристаллического льда. Специально разработанное «Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта» используется в изучении теплового потока на границе водной толщи с донными отложениями зимой, включая слабо изученные периоды образования и разрушения льда. Измерения профилографами течений используются для оценки параметров турбулентности перемешанного/стратифицированного слоев озер в суточном и синоптическом циклах. Результаты расчета энергетических параметров (базовая потенциальная энергия, поток плавучести) столба воды малого озера, покрытого льдом, приведены в качестве примера применения методик измерений температуры воды и потоков солнечной радиации и оценки эффективности перемешивания при изучении радиационно-генерированной конвекции в покрытых льдом озерах.

Ключевые слова: Озеро, период ледостава, гидрофизические измерения, автономная станция, база данных

Для цитирования: Новикова Ю.С., Здоровеннов Р.Э., Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Митрохов А.В., Ефремова Т.В., Здоровеннова Г.Э. Методики гидрофизических измерений на автономных станциях в мелководных озерах в период ледостава // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 870-894. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-870

1. Введение

Гидрофизические параметры (температура воды, потоки солнечной радиации в водной толще, течения и др.) формируют среду обитания гидробионтов (Magnuson et al., 1985; O'Reilly et al., 2015; Hampton et al., 2017; Huang et al., 2021; Woolway et al., 2019; 2021; Aşırok and Kirillin, 2025), что определяет важность изучения их изменений в суточном, синоптическом, сезонном и межгодовом масштабах для выявления реакции водных экосистем на происходящие изменения погоды и климата (Adrian et al., 2009; Sahoo et al., 2015; Woolway et al., 2020; Jansen et al., 2024; Калинкина и др., 2024; Smirnov et al., 2024). Особенный интерес представляет период ледостава, которому исторически отводилось меньшее внимание ученых по сравнению с периодом открытой воды. В последние годы количество

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: novyuliana@gmail.com (Ю.С. Новикова)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

статей, посвященных изучению зимнего периода, обсуждению его важности в годовом цикле функционирования водных экосистем, неуклонно растет (Kirillin et al., 2012; Hampton et al., 2017; 2024; Pernica et al., 2017; Sharma et al., 2019; Woolway et al., 2020; Yang et al., 2020; Jansen et al., 2021). В статье (Culpepper et al., 2025) подчеркивается важность автономного *in situ* мониторинга в озерах в реальном времени, который в комбинации с данными дистанционного зондирования и моделирования, создает прочную основу для эффективного расширения знаний о зимнем периоде. Данные полевых измерений гидрофизических параметров с высоким пространственным и временным разрешением необходимы для калибрации и верификации озерных моделей (Stepanenko et al., 2014; Golosov et al., 2018; Зверев и др., 2019; Golub et al., 2022; Ulloa et al., 2022; Смирнов и др., 2025), что актуализирует необходимость организации в озерах длительных измерений на автономных станциях.

Развитие измерительного оборудования, появление высокочувствительных сенсоров со встроенными логгерами расширяет возможности исследований зимнего режима озер. Разработаны измерительные комплексы, которые устанавливаются на лед и включают сенсоры для записи температуры всех компонентов системы воздух-снег-лед-вода, потоков солнечной радиации на поверхности снежно-ледяного покрова и под ним, метеорологических параметров, скоростей течений в подледном слое и других параметров. Измерительные комплексы SIMBA (Snow and Ice Mass Balance Array) (Rafat et al., 2023), ASLIM (The Autonomy System for Lake Ice Monitoring) (Aslamov et al., 2021) и FROS (A floating remote observation system) (Xie et al., 2022) зарекомендовали себя на самом высоком уровне. Данные таких комплексов позволяют прослеживать эволюцию системы снег-лед-вода в течение всего периода ледостава, включая крайне слабо изученные периоды установления и взлома льда. Такие комплексы позволяют изучать кислородные условия, оценивать величину теплового потока на границе вода-лед и решать ряд других задач.

Измерения гидрофизических параметров, как и другие виды исследований в покрытых льдом озерах, имеют свои особенности. В частности, суровые погодные условия создают ограничения на функционирование некоторых приборов. В озерах, покрытых льдом, скорости течений замедлены по сравнению с периодом открытой воды, колебания температуры и других параметров имеют меньшую амплитуду, что требует использования высокочувствительного измерительного оборудования. В обзорной статье (Block et al., 2018) рассмотрена специфика организации и проведения измерений в зимний период, начиная от экипировки исследователей и обзора измерительной аппаратуры до технологий отбора проб и установки автономных станций. Авторы, опираясь на опыт множества научных коллективов из разных стран мира, подчеркивают необходимость постоянного совершенствования методик измерений в зимний период и обмена опытом.

В Институте водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (г. Петрозаводск) более 30 лет проводятся гидрофизические измерения на озерах в зимний период. За годы исследований накоплен большой опыт установки и обслуживания автономных гидрофизических станций, разработаны методики проведения измерений. Наиболее длительные ряды измерений температуры воды, потоков солнечной радиации на поверхности льда и в водной толще и течений накоплены в оз. Вендюрское, где измерения проводятся, начиная с 1994 г. до настоящего времени, в Петрозаводской губе Онежского озера (2015-2017, с 2019 г. до настоящего времени), в двух малых лесных озерах (с 2019 г. до настоящего времени). В озере Вендюрское дополнительные измерения содержания растворенного кислорода и давления проводятся с 2007 года и по настоящее время. По полученным данным изучены течения, термический, радиационный, кислородный и ледовый режимы оз. Вендюрское (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997; 1998; Петров и др., 2005; 2006; 2007; Пальшин и др., 2020; Тержевик и др., 2023; Zdorovennova et al., 2021a; 2025), проанализирована устойчивость водной толщи этого озера (Smirnov et al., 2024). Изучена пространственная структура конвективно-перемешанного слоя покрытых льдом озер в период весенней радиационно-генерированной конвекции (Mironov et al., 2002; Волков и др., 2019; Bogdanov et al., 2019). Изучен радиационный механизм перемешивания водной толщи озер (Богданов и др., 2024; Novikova and Zdorovennova, 2024).

В данной статье приведены краткие описания новых разработанных приборов, методик гидрофизических измерений в зимний период на автономных станциях, разработанных и применяемых на разнотипных озерах умеренной и арктической зоны (Карелия, Кольский полуостров, дельта р. Лены).

2. Методики гидрофизических измерений в период ледостава

2.1. Радиационные измерения

Измерения потоков падающей, отраженной и подледной солнечной радиации на автономной радиационной станции (Рис. 1, а, обозначена цифрами 1-3) и сопутствующие измерения толщины снежно-ледяного покрова проводились на озере Вендюрском в зимние и весенние месяцы ежегодно, начиная с зимнего сезона 1994/95 гг. (Петров и др., 2005). Измерения на радиационной станции проводились обычно в течение 1-2 недель зимой и весной с интервалом измерений 1-5 минут. Для измерения потоков падающей и отраженной солнечной радиации на поверхности снежно-ледяного покрова использовались пиранометры «Star-shaped pyranometer» немецкой фирмы «Theodor Friderich & Co, Meteorologishe Gerate und Systeme» (Таблица 1), закрепленные на специальной конструкции, на высоте около одного метра над поверхностью льда. Поток солнечной радиации на нижней границе льда измерялся с помощью универсального пираноме-

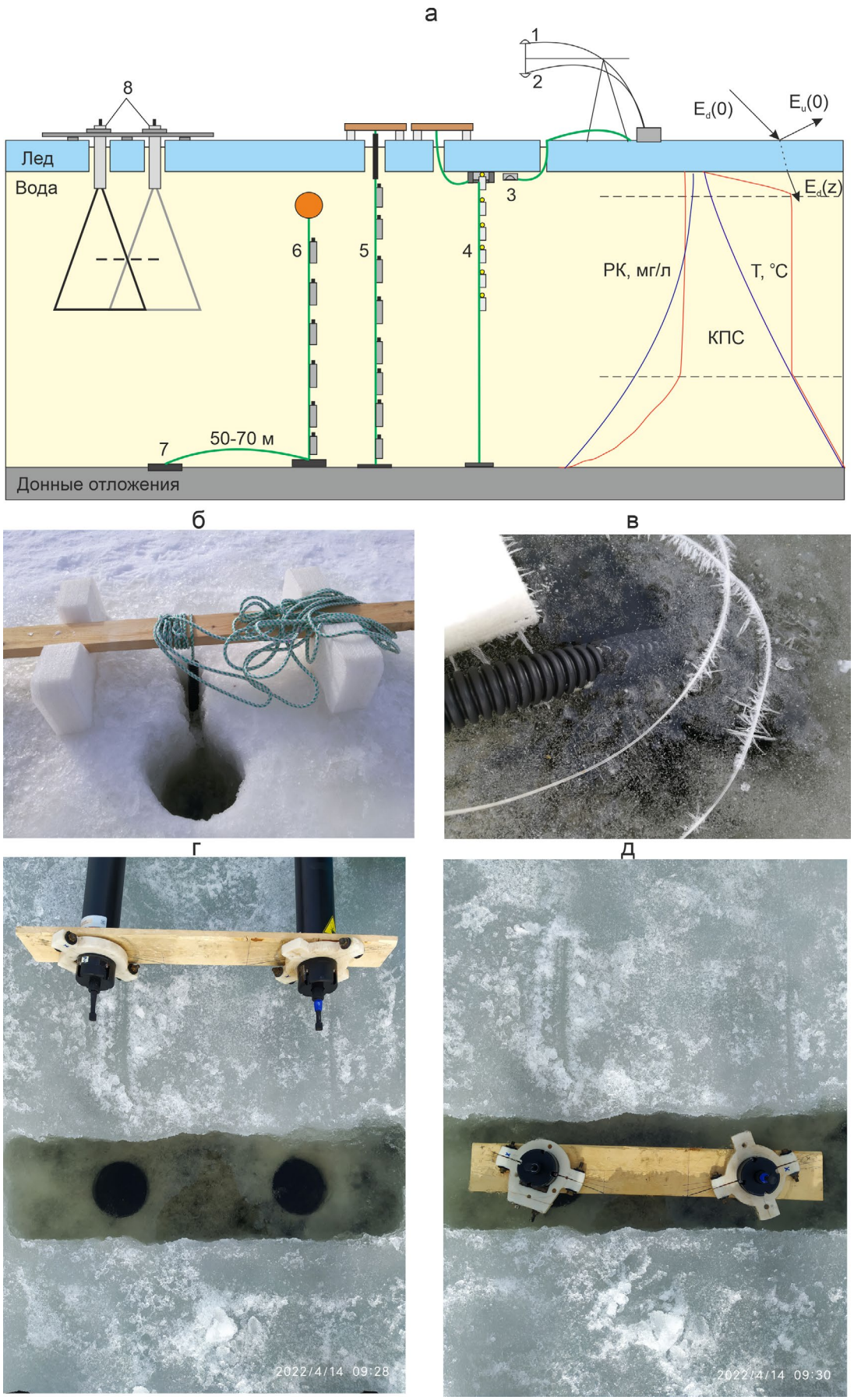


Рис.1. а – Схема расположения измерительных приборов на льду и в водной толще покрытого льдом озера (а): 1-3 – пиранометры, 4 – ФАР-коса, 5 – TR-коса, установленная со льда, 6 – TR-коса с буем, 7 – дополнительный якорь, 8 – Акустический допплеровский профилограф течений (ADCP). В правой части панели (а) приведены схематичные профили вертикального распределения температуры воды и содержания растворенного кислорода (РК) в озере зимой (синие линии) и в период весенней подледной конвекции (красные линии). КПС – конвективно-перемешанный слой, верхняя и нижняя границы которого обозначены пунктирными линиями. б-е – фотографии приборов на льду озера: б – способ закрепления троса косы, в – увеличенное изображение шланга, г – два соединенных ADCP на льду озера возле лунки, д – ADCP установлены в лунку.

Таблица 1. Характеристики использованных приборов

Прибор	Параметр	Диапазон	Точность	Разрешение
TR-1 регистратор профиля температуры	Температура, 11 каналов	2.46…+21.48	± 0.15 °C	0.02°C
Датчик температуры RBR TR-1060	Температура	-5…+ 35°C	± 0.002 °C	<0.00005 °C
Датчик температуры и давления RBR TDR-2050	Давление Температура	100дБ -5…+ 35°C	±0.05% ± 0.002°C	<0.001% <0.00005°C
Датчик растворенного кислорода RBR DO-1050	Содержание растворенного кислорода	0…150%	±1%	-
Пиранометр Надледный Подледный	Солнечная радиация, Вт/м^2 прибор на льду прибор подо льдом	 0…1000 0…200	 1 + 10% 0.3+20%	 1 0.2
ФАР, Alec Electronics MDS-MkV/L регистратор интенсивности света	ФАР, мкмоль/(м^2·с), 390–690 нм	0…2000	±4%	0.1, мкмоль/(м^2·с)
Профилограф течений Aquadopp Nortek Profiler HR (ADCP)	Скорость течения, 3 компоненты, м/с	0…10 м/с	1%, ±0.005м/с	

тра М80-м, произведенного в России. Подледный пиранометр был закреплен на обладающей положительной плавучестью платформе и помещен на расстоянии около 1.5 м от лунки с южной стороны от радиационной станции непосредственно под нижнюю границу льда. В отдельные годы весной проводились эксперименты по измерению потока падающей солнечной радиации на верхней и нижней поверхностях снега, белого и черного льда (Петров и др., 2005).

Для измерения потока фотосинтетически активной солнечной радиации (ФАР) в водной толще использовалась коса, оснащенная ФАР-датчиками «Alec Electronics», Япония (Рис. 1, а, обозначена цифрой 4). Заякоренная ФАР-коса размещалась таким образом, что верхний датчик располагался подо льдом, расстояние между датчиками на косе составляло 0.3-1.0 м. Продолжительность непрерывных измерений потоков ФАР в марте-апреле составляла 3-14 суток в разные годы, дискретность измерений 1-5 минут. По данным ФАР-датчиков можно оценить коэффициент экстинкции в предположении экспоненциального затухания радиации с глубиной (Zdorovennov et al., 2016).

Значение альбедо поверхности вычислялось как отношение потока отраженной солнечной радиации (E_u) к падающей (E_d):

$$\alpha = \frac{E_u(0)}{E_d(0)}$$

Прозрачность льда определялась как отношение потока на нижней границе льда к потоку, прошедшему через его поверхность:

$$\tau = \frac{E_d(z)}{(1-\alpha)E_d(0)},$$

где E_d(z) падающая радиация на нижней границе льда.

Коэффициент экстинкции солнечной радиации в толще снега, льда или воды (м$^{-1}$) оценивался по формуле:

$$k_w(z, z_1) = -\frac{1}{z_1 - z}\ln\left(\frac{E_d(z_1)}{E_d(z)}\right),$$

где z и z_1 – горизонты измерений, м, E_d – поток падающей радиации, Вт/м^2 или падающий поток ФАР, мкмоль/(м^2·с).

На основе многолетних измерений радиации на озере Вендюрское оценены диапазоны альбедо поверхности озера зимой и в период интенсивного весеннего таяния (Петров и др., 2005), разработана модель изменения альбедо весной в зависимости от погодных условий (Zdorovennova et al., 2018), оценены коэффициенты ослабления в водной толще озер Карелии, Кольского полуострова и дельты реки Лены (Zdorovennov et al., 2016).

2.2. Измерения температуры воды, давления и содержания растворенного кислорода

Автономная станция – TR-коса с распределенными по водному столбу датчиками температуры воды (Рис. 1, а, обозначена цифрами 5 и 6), устанавливается обычно в центральных глубоководных районах озер. Датчики распределяются равномерно по водному столбу, обычно расстояние между датчиками составляет 0.5-1.0 м, но в зависимости от задач исследования оно может быть уменьшено.

Например, при исследовании подледной конвекции в Петрозаводской губе Онежского озера весной 2017 г. расстояние между датчиками составляло 0.025 м в подледном слое и 0.36 м в водной толще при общей глубине станции 26 м (Bouffard et al., 2019), в оз. Вендюрское весной 2016 г. расстояние между датчиками составляло 0.25 м при общей глубине станции 8 м (Волков и др., 2019).

Величина минимального расстояния между датчиками по возможности увязывается с характерным масштабом турбулентных пульсаций. Временная дискретность измерений выбирается с учетом характерного времени изменений температуры, которое определяется множеством факторов (внутренние волны, интенсивность турбулентности и т.п.) (Palshin et al., 2018).

К TR-косе также можно подключить датчики растворенного кислорода и давления. Обычно используются два датчика давления (в придонном и верхнем слоях воды) и несколько датчиков РК, равномерно распределенных по толще воды.

В период весенней подледной конвекции интервал измерений по времени составляет обычно 10 секунд, в остальные периоды – от одной минуты до нескольких часов. На автономной станции в оз. Вендюрское в 1995–2006 гг. использовался регистратор профиля температуры TR-1 (Aanderaa Instruments, Норвегия) (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997; Петров и др., 2006). Начиная с 2007 г. на всех озерах используются регистраторы температуры, давления и растворенного кислорода RBR Ltd. (Канада) (Bogdanov et al., 2019; Здоровеннова и др., 2020, Zdorovennova et al., 2021a).

Автономную станцию TR-косу можно установить в озеро как в условиях открытой воды, так и со льда. В первом случае автономная станция устанавливается в озеро осенью до образования льда, а извлекается после его разрушения весной. Трос с датчиками растягивается между якорем и буем, плавающим на некоторой глубине в верхнем слое озера, которая подбирается с учетом интенсивности судоходства (Рис. 1, а, обозначено цифрой 6). Такая постановка обеспечивает сохранность дорогостоящего оборудования, но верхний слой озера при этом остается не охваченным измерениями. Важно подобрать вес якоря и несущую способность буя так, чтобы трос находился в натянутом состоянии для сохранения глубин датчиков в период измерений.

При установке TR-косы осенью в условиях открытой воды ее извлечение следующей весной может представлять проблему. Решением является натяжка троса между якорем станции и дополнительным якорем, который устанавливается на дне озера на расстоянии 50–70 м от TR-косы (Рис. 1, а, обозначен цифрой 7). Сначала устанавливается TR-коса, а затем дополнительный якорь. Координаты TR-косы и дополнительного якоря фиксируются GPS-навигатором. Этот трос можно найти и зацепить, пройдя на лодке между станцией и дополнительным якорем, протащив «кошку» по дну озера.

При установке TR-косы со льда можно расположить датчики по всей водной толще, начиная с нижней границы льда, что является преимуществом (Рис. 1, а, обозначено цифрой 5). Один конец троса закрепляется на льду (Рис. 1, б), свободный конец троса должен быть растянут за счет якоря для обеспечения неподвижности датчиков в течение периода измерений.

Одной из основных проблем при постановке станции со льда является вмерзание троса в лед, что осложняет извлечение приборов после завершения измерений. Существует высокий риск случайного перерубания троса ледобуром или пилой и, как следствие, потери дорогостоящего оборудования. Чтобы избежать вмерзания троса в лед, рекомендуется использование пластикового гофрированного шланга (такие, например, используются для электрических кабелей в домах), длиной чуть больше толщины льда (Рис. 1, б, в). Трос продевается через шланг в месте контакта со льдом, что предотвращает его вмерзание и исключает случайное перерезание троса при извлечении оборудования.

По данным температурных датчиков косы можно определить даты начала и продолжительность основных этапов годового термического цикла (ледостав, весеннее и летнее нагревание, термобар, осеннее перемешивание, предледоставный период, «биологическое» лето с температурой воды выше 10°С). Записи датчиков давления используются для анализа хода уровня воды в озере. Для внесения поправки на изменение атмосферного давления необходимы данные этого параметра по ближайшей метеостанции.

Начало ледостава можно определить по данным температурных датчиков по исчезновению высокочастотных (минутных) колебаний температуры, которые присутствуют в записях в условиях открытой воды, а также по устойчивому повышению температуры придонного слоя воды в озерах. Последний признак применим к озерам, в которых на этапе открытой воды происходит существенное накопление тепла в теплоактивном слое донных отложений. После установления льда температура придонного слоя воды в таких озерах начинает быстро повышаться вследствие притока тепла из донных отложений, что является верным признаком начала ледостава. Окончание ледостава фиксируется по появлению высокочастотных колебаний в данных температуры. Продолжительность периода весеннего перемешивания можно определить от даты взлома льда до даты установления стратификации (превышение разницы 1°С температуры по столбу воды). Дата прохождения весеннего термобара соответствует дате перехода температуры воды через 4°С в сторону повышения. Продолжительность осеннего перемешивания можно определить как период от даты окончания стратификации до даты перехода температуры воды через 4°С в сторону понижения. Продолжительность предледоставного периода - от даты перехода температуры воды через 4°С в сторону понижения до установления льда. По данным температурных датчиков кос можно оценить параметры устойчивости водной толщи (устойчивость Шмидта, озерное число, число Веддерберна) (Smirnov et al., 2024), например, с помощью программы LakeAnalyzer 2.0 (Read et al., 2011).

Многолетние измерения температуры воды и содержания растворенного кислорода на автономной станции позволили выявить изменения продолжительности этапов годового термического цикла Петрозаводской губы Онежского озера относительно многолетних данных (сокращение продолжительности ледостава, более раннее прохождение весеннего термобара, более раннее наступление летней стратификации) (Калинкина и др., 2021; Здоровеннова и др., 2023); выявлены изменения кислородного режима озера Вендюрское зимой в период деятельности форелевого хозяйства (Здоровеннова и др., 2024). База данных «Температура воды, потоки солнечной радиации и течения в разнотипных водоемах Карелии в период ледостава и открытой воды»

содержит данные, собранные по разным озерам (Здоровеннов и др., 2023).

2.3. Измерения течений

Длительные измерения течений проводились в период ледостава в озере Вендюрском в 1994-1997, 1999 и 2002 гг. При измерениях использовались уникальные приборы, разработанные в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН А.М. Глинским: измерители течений ACM (Acoustic current meter), DWCM (Drag wire current meter) и HTCM (Hot Thermistor current meter) и измерители смещений льда (Vertical ice displacement meter и Horizontal ice displacement meter) (Glinsky, 1998; Malm et al., 1998). Диапазон измерений, точность и разрешающая способность приборов приведены в Таблице 2. Предварительные результаты анализа измерений течений и колебаний льда были опубликованы в виде статей в ведущих отечественных и зарубежных журналах (Петров и др., 2007; Malm et al., 1998).

Измерения течений проводились в трех режимах: 1) вертикальные профили средних течений; 2) длительные измерения течений на одном горизонте в течение 1.5-7 суток; 3) краткосрочные измерения течений в течение 3-17 ч на разных горизонтах. Дискретность измерений составляла от 1-30 секунд до одной минуты. Общее количество станций измерений – 15, количество серий измерений – более 200. Приборы фиксировали две компоненты течения, по которым затем вычислялись его модуль и направление.

Анализ данных измерений течений, проведенных в зимний период 1994-1996 гг. и 2002 г. на оз. Вендюрском, позволил предположить, что в озере зимой формируется квазизамкнутая циркуляция. Возможность существования такой циркуляции также подтверждается расчетами, приведенными в работе (Петров и др., 2007): авторами было показано, что в озере зимой формируется антициклонический круговорот, который охватывает почти все озеро и существует на протяжении всей зимы. Причиной возникновения круговорота, предположительно, является наличие горизонтальных градиентов температуры воды, возникающих вследствие неоднородного поступления тепла из донных отложений мелководных и глубоководных районов. В соответствии с результатами расчетов, через три недели после установления ледового покрова максимальные скорости течений могут достигать 6–8 мм/с в поверхностных слоях водной толщи. С уменьшением величины потока тепла из донных отложений во второй половине зимы (февраль-март) расчетные скорости течений уменьшаются до 2–3 мм/с.

По данным измерений течений и сопутствующих измерений температуры в разных районах озера Вендюрского в зимние месяцы 1994-2002 гг. была создана база данных «Течения в мелководном озере – 1» (Здоровеннов и др., 2018). База представляет собой набор связанных гиперссылками web-страниц, содержащих результаты уникальных измерений скоростей течений в зимний период на озере Вендюрском. Также в базе содержатся данные о температуре воды на горизонтах, на которых устанавливались измерители течений, и наблюдения за вертикальными и горизонтальными смещениями льда. В базе представлено описание приборов, с помощью которых проводились измерения.

Начиная с марта 2015 г. измерения течений проводятся двумя акустическими допплеровскими профилографами течений Aquadopp Nortek profiler HR (ADCP). Приборы устанавливаются в лунку таким образом, чтобы излучатель находился глубже нижней поверхности льда (Рис. 1, а, обозначено цифрой 7). Если толщина льда больше длины корпуса прибора, то во льду делается углубление, а затем сверлятся лунки, в которые устанавливают приборы (Рис. 1, г, д). Разработаны новые методики расчета компонент тензора Рейнольдса и анализа параметров турбулентности по данным одного или двух ADCP, установленных таким образом, что их лучи пересекаются на определенных глубинах (Bogdanov et al., 2021; 2023a; Volkov et al., 2021). По данным измерений ADCP разработана база данных «Течения в мелководном озере – 1» (Здоровеннов и др., 2020).

2.4. Ледовые и донные косы

Измерительный комплекс, разработанный в лаборатории гидрофизики Института водных проблем Севера КарНЦ РАН А.М. Глинским, включает температурные датчики, вмороженные в лед и расположенные в подледном слое воды, водной толще, придонном слое воды и верхнем слое донных отложений (Рис. 2) (Palshin et al., 2024).

Таблица 2. Диапазон, точность и разрешающая способность приборов, использовавшихся для измерений течений и смещений льда.

Прибор	Диапазон	Точность	Разрешение
Акустический измеритель скорости Acoustic current meter (ACM)	Две компоненты скорости от -7 до +7 см/с	± 50%	0.02 см/с
Волосковый измеритель скорости Drag wire current meter (DWCM)	Две компоненты скорости от -2 до +2 см/с	25%	0.0003 см/с
Термисторный измеритель скорости Hot thermistor current meter (HTCM)	Скорость 0.03-10 см/с Температура от 0 до 20°C	± 30% 0.2°C	1% 0.0002°C
Измеритель вертикальных смещений льда	Вертикальное смещение льда -10 +10 см	0.2 мм	0.002 мм
Измеритель горизонтальных смещений льда	Горизонтальное смещение льда -15 +15 см	1.0 мм	0.01 мм

Разрешение температурных датчиков составляло 0.003°C, точность измерения зависела от выполненной калибровки и составляла меньше ±0.05°C, шаг измерений по времени в разные годы составлял 1–6 ч. Расстояние между датчиками «ледовой» косы составляет 0.1 м. Этот комплекс устанавливается в озеро, когда толщина кристаллического льда достигает 0.2 м. Измерения в течение шести зимних сезонов в оз. Вендюрское позволили получить уникальные данные по эволюции температуры в системе лед-вода-донные отложения и оценить величину теплового потока из донных отложений в воду и из воды в лед (Bogdanov et al., 2023b; Palshin et al., 2024). Разработана методика расчета толщины льда и оценки потока тепла из воды в лед по данным измерений «ледовой» косы, основанная на подборе функций, аппроксимирующих профили температуры в воде и во льду вблизи их границы соприкосновения (Palshin et al., 2024). Получены оценки скорости роста черного льда с максимальными значениями (до 8.5 мм/сут) в первый месяц ледового периода, со снижением средней скорости роста до 3.4 мм/сут во второй-третий месяцы существования льда. Тепловой поток в черном льду существенно варьировался в синоптических интервалах времени; отмечена тенденция снижения теплового потока от 40 до 10 Вт/м^2 в течение зимы (Bogdanov et al., 2023b). При выходе воды на поверхность льда в черном льду наблюдалась изотермия, и тепловой поток был равен нулю. Расчет теплового потока на границе вода–лед дал результаты 1–2 Вт/м^2, что весьма близко к полученным ранее оценкам для озера Вендюрское (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997). Для количественной оценки влияния тепловой инерции льда рассматривается модельная задача распространения тепла в ледяном щите при периодических изменениях температуры на его верхней границе. Оцениваются затухание амплитуды и задержка тепловой волны при ее распространении во льду и, соответственно, анализируются условия, при которых профиль температуры в ледяном щите близок к линейному (Bogdanov et al., 2023b).

2.5. Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта

С 2007 года в оз. Вендюрское проводятся круглогодичные измерения температуры придонного слоя воды и верхнего слоя донных отложений с помощью специального прибора, оснащенного десятью датчиками температуры и давления RBR (Гавриленко и др., 2015). Были испытаны несколько конструкций донной платформы, в результате чего разработано «Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта» (Митрохов и Пальшин, 2015). Прибор включает основание в форме равностороннего треугольника, выполненное в виде каркаса из металлического профиля. Углы основания соединены тросами с буем через шарнирное соединение, к

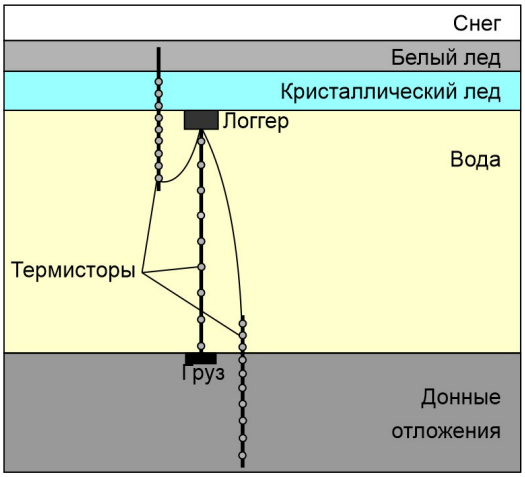


Рис.2. Схема размещения приборов в толще кристаллического льда, воды и верхнего слоя донных отложений.

которому шарнирно прикреплен металлический стержень с резьбой (Рис. 3).

В нижней части стержня, на уровне основания, с возможностью вертикального перемещения закреплен измерительный узел, состоящий из металлической пластины, на которой размещены гнезда, изготовленные из материала с низкой теплопроводностью. Датчики температуры с логгерами RBR, совмещенные с датчиками давления, устанавливаются вертикально в гнездах и жестко закрепляются за середину корпуса. Устройство устанавливается в озеро в осенний период на дно и растягивается на тросе буем. Для облегчения поиска устройства при его извлечении из озера используется технология с использованием дополнительного якоря, который соединяется с якорем станции прочным тросом и устанавливается на дно на расстоянии 50-70 м от станции. Несколько первых часов измерений не используются в расчетах, так как устройство некоторое время погружается в верхний слой донных отложений, и датчики меняют свое положение относительно границы раздела вода-дно. При правильной постановке часть датчиков попадает в верхний слой донных отложений, часть остается в придонном слое воды. После извлечения измерительного устройства из озера нужно понять, какие датчики попали в ил, а какие оставались в воде. Датчики, которые попали в воду, обычно обрастают перифитоном. Анализ данных также помогает понять, какие из них находились в воде: в показаниях таких датчиков присутствуют высокочастотные колебания, в то время как в показаниях датчиков, которые находились в илу, высокочастотные колебания сглажены. Сдвиг датчиков по вертикали составляет около 2 см, что позволяет оценивать величину теплового потока на границе вода-дно градиентным методом (Гавриленко и др., 2015). Использование этого устройства при длительных измерениях температуры воды с малым шагом по времени (одна минута) позволило получить принципиально новую информацию о теплообмене вблизи границы водной массы озера с донными отложениями в течение всего года, включая периоды образования и разрушения ледяного покрова (Гавриленко и др., 2015; Zdorovennova et al., 2021b).

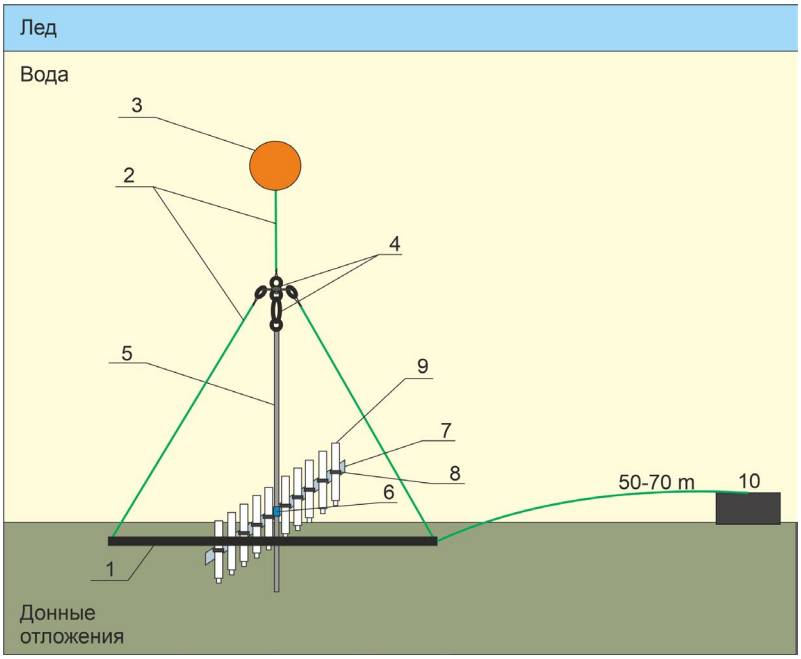


Рис.3. Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта: 1 - основание, 2 - трос, 3 - буй, 4 - шарнирное соединение, 5 - металлический стержень с резьбой, 6 - крепление измерительного блока, 7 - металлическая пластина, 8 - гнездо, 9 - датчик температуры и давления с логгерами, 10 – дополнительный якорь.

3. Оценка энергетических параметров покрытого льдом озера в период весенней подледной конвекции

Важной задачей в рамках проводимых нами экспериментов на озерах является выявление механизмов перемешивания в годовом цикле на разнотипных озерах южной Карелии. В период открытой воды по данным термокос и измерителей течений был изучен конвективный механизм перемешивания, обусловленный поверхностным выхолаживанием (Богданов и др., 2023; 2024). В покрытых льдом озерах радиационно-генерированная конвекция (РКГ) развивается в конце зимнего сезона, когда вследствие проникновения солнечной радиации под лед температура верхнего слоя воды озер увеличивается в диапазоне 0-4°С. Характерной особенностью РГК является формирование и углубление конвективно-перемешанного слоя (КПС), а также постепенное увеличение температуры воды в этом слое. Основными факторами, которые определяют интенсивность развития РГК в озерах, являются погодные условия, толщина и структура снежно-ледяного покрова, величина потока солнечной радиации, проникающей под лед, прозрачность воды и температурный градиент внутри водной толщи, который сформировался в течение зимы до начала конвективных процессов. Процесс конвективного перемешивания, генерированный потоками солнечной радиации, проникающей через ледяной покров в водную толщу озер, ранее рассмотрен в ряде исследований (Farmer, 1975; Mironov et al., 2002; Jonas et al., 2003; Bouffard and Wüest, 2019; Bouffard et al., 2019). РГК в озерах умеренной зоны начинается обычно в конце зимы, когда тает снег, и под лед проникает солнечная радиация в количестве, достаточном для нагревания верхнего слоя водного столба и формирования КПС. Однако количество тепла, проникающего под лед, в свою очередь зависит и от погодных условий – наличия/отсутствия облачности и осадков.

Ледяной покров озер умеренной зоны обычно включает слой кристаллического и белого льда и иногда прослойки влажного снега, которые эффективно ослабляют поток солнечной радиации (Петров и др., 2005; Leppäranta, 2015), что сдерживает развитие подледного нагревания и связанное с ним конвективное перемешивание. Однако в озерах аридных регионов с крайне малым количеством снега на льду подледное нагревание водной толщи озер выражено существенно сильнее, чем в озерах умеренной зоны, температура воды в них в конце зимы может превышать +10 °С, и уже подо льдом формируется прямая стратификация (Kirillin et al., 2021; Huo et al., 2025). На Байкале, вдоль северо-западного берега, где снег на льду, как правило, не задерживается, начало прогрева подледной воды регистрируется с момента ледостава (Асламов и др., 2017).

В качестве иллюстрации проводимых нами экспериментов, в данном разделе представлены результаты расчетов базовой потенциальной энергии, потока плавучести и эффективности перемешивания, на основе данных по температуре воды и солнечной радиации с автономных станций, установленных в центральной части оз. Вендюрское в период с 21 апреля по 24 апреля 2013 г.

Измерения толщины льда в период наблюдений проводились два раза в сутки: в 9:00 и в 19:00. На начало измерений льда (21.04.2013, 9:00) его общая толщина (41 см), толщина белого (6 см) и кристаллического или черного льда (35 см) были

максимальными за весь период (Рис. 4). В дни измерений происходило таяние и уменьшение толщины всех слоев льда. К последним суткам наблюдений белый лед растаял, толщина кристаллического льда уменьшилась до 31.0-31.5 см.

На температурных профилях в течение периода измерений отмечается увеличение температуры воды в тонком подледном слое в дневные часы от 1.6 до 2.1 °С и уменьшение до 0.5 °С в ночные (Рис. 5). Резкое снижение температуры наблюдается в тонком подледном слое в последний день наблюдений (24 апреля), когда его максимальная дневная температура не превышала 1.1 °С, тогда как в предыдущие дни она увеличивалась в пределах 1.6-2.1 °С.

По всей видимости, это было связано с пасмурной погодой в этот день и уменьшением количества приходящей на поверхность льда солнечной радиации (до 320-350 Вт/м²). Несмотря на отсутствие снега на льду и полное таяние слоя белого льда, проникающая под лед радиация в этот день была минимальной – 24-26 Вт/м² (Рис. 6).

Глубина КПС определялась методом наименьших квадратов, алгоритм оценки подробно описан для случая ночного выхолаживания небольшого лесного озера летом (Богданов и др., 2024). Заглубление КПС в рассматриваемый период происходило медленно, глубина нижней границы КПС (H_{mix}) изменялась в диапазоне от 4.92 до 5.02 м (Таблица 3).

Расчет базовой потенциальной энергии (*BPE*) проводился с использованием данных термокосы после предварительной пересортировки температурного профиля в каждый момент времени по формуле:

$$BPE = \frac{\int_0^H g\rho' z dz}{\int_0^H \rho' dz} - \frac{gHd\bar{\rho}}{2\bar{\rho}},$$

где ρ’ – плотность воды после пересортировки профиля температуры (кг/м³), $g = 9.8$ (м/с²) – ускорение свободного падения, z – глубина датчика (м), H – высота столба воды (м). Плотность воды была вычислена по формуле, полученной из уравнения состояния Чена – Миллеро (Chen and Millero, 1986). При расчетах потенциальной энергии также исключалась часть энергии, которая была обусловлена прогревом столба воды (Богданов и др., 2023), выраженная в формуле слагаемым $\frac{gHd\bar{\rho}}{2\bar{\rho}}$, где $\bar{\rho}$ – плотность, осредненная по вертикали (кг/м³), $d\bar{\rho}$ – изменение средней плотности по времени.

Для выявления эпизодов перемешивания критерием служило увеличение *BPE*. Эффективность перемешивания рассчитывалась как отношение приращения *BPE* к величине внешней накачки за соответствующий период времени:

$$\eta = \frac{\Delta BPE}{\Delta BPE + \Delta IE},$$

где ΔIE – приращение внутренней энергии, которое определяется как $\Delta IE = \int_{t0}^{t} \frac{h-\delta}{2H} B_R dt$ для времени начала и конца каждого эпизода перемешивания, где δ и h – глубины верхней и нижней границ КПС (м), B_R – поток плавучести (Дж/кг), а $\Delta BPE = BPE(t) - BPE(t_0)$ – приращение *BPE* к некоторому моменту времени. Рассчитанные значения приращения *BPE* в нашем случае за день составляют $3 - 4.5 \times 10^{-4}$ Дж/кг.

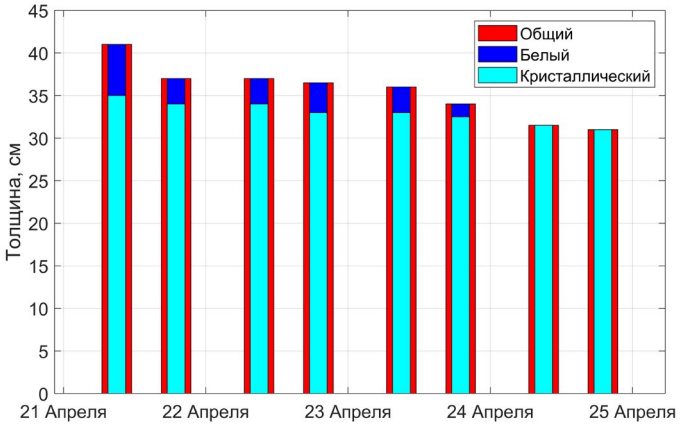


Рис.4. Толщина общего, белого и кристаллического льда, измеренная в 9:00 и 19:00 в период с 21 по 24 апреля 2013 г.

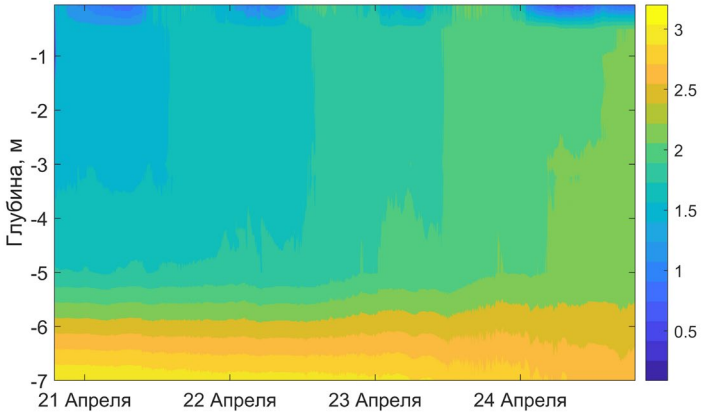


Рис.5. Изменение температуры воды (°С) за период с 21 апреля по 24 апреля 2013 г.

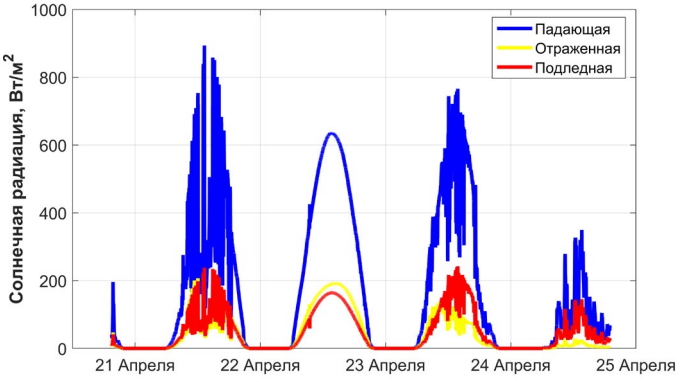


Рис.6. Потоки падающей, отраженной и подледной радиации за период с 21 апреля по 24 апреля 2013 г.

Оценка кумулятивного потока плавучести проводилась посредством данных о потоке солнечной радиации подо льдом. В данной работе мы рассматриваем РГК, при которой происходит неоднородный радиационный прогрев водного столба, и поток плавучести определяется формулой (Mironov et al., 2002):

$$B_R = \left(\beta(-\delta,t)I(\delta,t)\right) + \left(\beta(-h,t)I(h,t)\right) - \frac{2}{h-\delta}\int_{\delta}^{h}\left(\beta(-z,t)I(z,t)\right)dz$$

где $\beta = \alpha g(t - t_{md})$ – параметр плавучести, $I(z,t)$ – кинематический поток солнечного излучения (К·м/с), определяемый как $I(z,t) = \frac{Q(z,t)}{c \times \rho}$, где в свою очередь $Q(z,t) = Q_s(t)(\alpha_1 e^{-\gamma_1 z} + \alpha_2 e^{-\gamma_2 z})$ – поток солнечной радиации (Вт/м^2) с параметрами: $\alpha_1 = 0.5$; $\alpha_2 = 0.5$; $\gamma_1 = 2.7$ м$^{-1}$; $\gamma_2 = 0.7$ м$^{-1}$ (Mironov et al., 2002), $c = 4.218 \times 10^3$ (Дж·(кг·К)$^{-1}$); $\alpha = 1.6509 \times 10^5$ (К$^{-2}$); $t_{md} = 276.98$ (К).

Эффективность перемешивания для выделенных эпизодов принимала значение в диапазоне 0.58-0.73 (Таблица 3).

Отмечается заметное изменение в оценке эффективности перемешивания для второго эпизода, вероятно связанный с погодными условиями и перестройкой температурного профиля, в том числе перегиб линии базовой потенциальной энергии для данного эпизода отмечается на графике (Рис. 7). Полученные оценки близки к полученным ранее в условиях РГК (Ulloa et al., 2018) и, в частности, для оз. Вендюрское (Novikova and Zdorovennova, 2024).

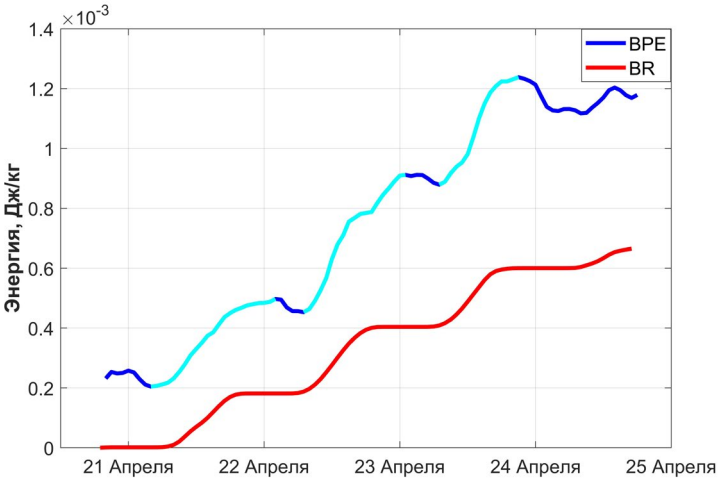


Рис.7. Изменения BPE (сине-голубая линия) и поток плавучести B_R (красная линия) за период с 21 апреля по 24 апреля 2013 г. Голубые участки линии – эпизоды перемешивания.

4. Заключение

В процессе многолетних полевых исследований в зимний период на озерах умеренной и арктической зоны (Карелия, Кольский полуостров, дельта реки Лена) сотрудники лаборатории гидрофизики Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН разработали ряд уникальных приборов, измерительных систем и новых методов измерения и анализа гидрофизических параметров (потоков солнечной радиации, температуры льда, воды и донных отложений, давления, скоростей течений) и содержания растворенного кислорода. Разработаны методики установки в озеро в условиях открытой воды и со льда автономных станций для длительных измерений температуры воды, гидростатического давления и содержания растворенного кислорода. Получаемые данные могут использоваться для анализа продолжительности этапов годового термического цикла, ледовой фенологии, анализа кислородных условий и режима перемешивания озер. Разработана измерительная система с датчиками температуры, распределенными по толще кристаллического льда, столбу воды и верхнему слою донных отложений, а также две новые методики оценки теплового потока на границе вода-лед, и в толще кристаллического льда, проведены оценки скорости роста кристаллического льда. Получен патент на полезную модель «Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта», позволяющее оценивать тепловой поток на границе вода–дно в суточном, синоптическом и сезонном масштабах, включая малоизученные периоды образования и разрушения льда. Усовершенствована методика проведения измерений двумя соединенными акустическими допплеровскими профилографами течений (ADCP), установленными в ледовый покров озер, разработаны новые методы оценки компонент тензора Рейнольдса по данным одного или двух ADCP с пересекающимися на определенных глубинах лучами. По результатам измерений разработан ряд баз данных.

Благодарности

Исследование выполнено в рамках темы государственного задания Карельского научного центра РАН «Роль гидрофизических процессов в экосистемах мелководных озер. Современное состояние и прогноз развития экосистем малых озер Карелии при антропогенном воздействии и климатических изменениях» FMEN-2021-0019.

Таблица 3. Начало и продолжительность эпизодов перемешивания, средняя глубина нижней границы КПС (Hmix) и значения эффективности перемешивания для каждого выделенного эпизода (η)

Эпизод перемешивания	Начало эпизода	Длительность эпизода, часы	H_{mix}, м	η
1	21.04.2013 04:00	22	4.92	0.74
2	22.04.2013 07:00	18	4.98	0.58
3	23.04.2013 07:00	14	5.02	0.73

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Асламов И.А., Козлов В.В., Кириллин Г.Б. и др. 2017. Исследование теплового потока и структуры подледного слоя воды на границе со льдом в Южном Байкале. Водные ресурсы 44(3): 296–310. DOI: 10.7868/S0321059617030038

Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Здоровеннов Р.Э. и др. 2023. Оценка эффективности перемешивания небольшого димиктического озера при поверхностном выхолаживании. Фундаментальная и прикладная гидрофизика 16(2): 73–88. DOI: 10.59887/2073-6673.2023.16(2)-6

Богданов С.Р., Здоровеннова Г.Э., Здоровеннов Р.Э. и др. 2024. Особенности перемешивания водной массы небольшого озера при ночном выхолаживании. Труды КарНЦ РАН 3: 25–38. DOI: 10.17076/lim1874

Волков С.Ю., Богданов С.Р., Здоровеннова Г.Э. и др. 2019. Крупномасштабная структура конвективного перемешанного слоя в мелководном озере подо льдом. Фундаментальная и прикладная гидрофизика 12(1): 30–39. DOI: 10.7868/S2073667319010040

Гавриленко Г.Г., Здоровеннова Г.Э., Здоровеннов Р.Э. и др. 2015. Теплопоток на границе вода-донные отложения в небольшом озере. Труды Карельского научного центра Российской академии наук 9: 3–9. DOI: 10.17076/lim72

Зверев И.С., Здоровеннов Р.Э., Здоровеннова Г.Э. и др. 2019. Моделирование термогидродинамических процессов в мелководном бореальном озере: верификация трехмерной модели. Труды КарНЦ РАН, серия Лимнология и океанология 9: 5–17. DOI: 10.17076/lim1108

Здоровеннов Р.Э., Пальшин Н.И., Здоровеннова Г.Э. и др. 2018. Течения в мелководном озере-1. Свидетельство о регистрации базы данных RU 2018621066, 13.07.2018. Заявка № 2018620468 от 19.04.2018.

Здоровеннов Р.Э., Бородин А.В., Пальшин Н.И. и др. 2020. Течения в мелководном озере-2. Свидетельство о регистрации базы данных RU 2020621388, 10.08.2020. Заявка № 2020621268 от 27.07.2020.

Здоровеннов Р.Э., Пальшин Н.И., Митрохов А.В. и др. 2023. Температура воды, потоки солнечной радиации и течения в разнотипных водоемах Карелии в период ледостава и открытой воды. Свидетельство о регистрации базы данных RU 2023623891, 10.11.2023. Заявка № 2023623648 от 30.10.2023.

Здоровеннова Г.Э., Тимофеева В.В., Тержевик А.Ю. и др. 2020. Температура и растворенный кислород в олиготрофной ламбе зимой. Успехи современного естествознания 12: 74–79. DOI: 10.17513/use.37540

Здоровеннова Г.Э., Здоровеннов Р.Э., Пальшин Н.И. и др. 2023. Сезонная и межгодовая изменчивость температуры воды в Петрозаводской губе Онежского озера. Известия Русского географического общества 155(3-4): 47–61. DOI: 10.31857/S0869607123030126

Здоровеннова Г.Э., Пальшин Н.И., Здоровеннов Р.Э. и др. 2024. Кислородный режим озера Вендюрское в условиях функционирования форелевого хозяйства. Труды КарНЦ РАН. Серия Экологические исследования 8: 73–83. DOI: 10.17076/eco1988

Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Ефремова Т.В. и др. 2021. Реакция экосистемы Онежского озера в весенне-летний период на аномально высокую температуру воздуха зимы 2019/2020 годов. Известия Российской академии наук. Серия географическая 85(6): 888–899. DOI: 10.31857/S2587556621060078

Калинкина Н.М., Смирнова В.С., Сластина Ю.Л. и др. 2024. Развитие зимнего фитопланктона Онежского озера в зависимости от физико-химических условий среды. Известия РГО 156(4): 358–374. DOI: 10.31857/S0869607124040084

Митрохов А.В., Пальшин Н.И. 2015. Автономное устройство для измерения профиля температуры в придонных слоях воды и грунта. Патент на полезную модель RU 153787 U1, 27.07.2015. Заявка № 2014146400/28 от 18.11.2014.

Пальшин Н.И., Здоровеннов Р.Э., Здоровеннова Г.Э. и др. 2020. Суточная изменчивость содержания растворенного кислорода как показатель метаболизма экосистемы покрытого льдом озера. Труды КарНЦ РАН. Серия Экологические исследования 12: 1–11. DOI: 10.17076/eco1334

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Пальшин Н.И. и др. 2005. Поглощение солнечной радиации снежно-ледовым покровом озер. Водные ресурсы 32(5): 546–554.

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Здоровеннов Р.Э. и др. 2006. Особенности термической структуры мелководного озера в начале зимы. Водные ресурсы 33(2): 154–162.

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Здоровеннов Р.Э. и др. 2007. Движения воды в мелководном озере, покрытом льдом. Водные ресурсы 34(2): 131–140.

Смирнов С.И., Смирновский А.А., Богданов С.Р. и др. 2025. Численное моделирование подледной радиационно-генерируемой конвекции в озерах с разной прозрачностью воды. Научно-технические ведомости СПбГПУ. Физико-математические науки 18(1): 69–86. DOI: 10.18721/JPM

Тержевик А.Ю., Пальшин Н.И., Ефремова Т.В. и др. 2023. Исследования лаборатории гидрофизики ИВПС КарНЦ РАН в 1991-2022 годах. Труды КарНЦ РАН. Серия Лимнология и Океанология 6: 5–22. DOI: 10.17076/lim1809

Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. 2009. Lakes as sentinels of climate change. Limnology and Oceanography 54(6 part 2): 2283–2297. DOI: 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283

Aşırok E., Kirillin G. 2025. Breathing in sleep: oxygen dynamics during the polar night in an Arctic lake. Aquatic Sciences 87: 73. DOI: 10.1007/s00027-025-01195-x

Aslamov I., Kirillin G., Makarov M. et al. 2021. System for Lake Ice Monitoring. Sensors 21: 8505. DOI: 10.3390/s21248505

Bengtsson L., Malm J., Terzhevik A. 1996. Field investigation of winter thermos- and hydrodynamics in a small Karelian lakes. Limnology and Oceanography 41(7): 1502–1513. DOI: 10.4319/lo.1996.41.7.1502

Block B.D., Denfeld B.A., Stockwell J.D. et al. 2018. The unique methodological challenges of winter limnology. Limnology and Oceanography: Methods 17(1): 42–57. DOI: 10.1002/lom3.10295

Bogdanov S., Zdorovennova G., Volkov S. et al. 2019. Structure and dynamics of convective mixing in Lake Onego under ice-covered conditions. Inland waters 9(2): 177–192. DOI: 10.1080/20442041.2018.1551655

Bogdanov S.R., Zdorovennov R.E., Palshin N.I. et al. 2021. Deriving of Turbulent Stresses in a Convectively Mixed Layer in a Shallow Lake Under Ice by Coupling Two ADCPs. Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika 14(2): 17–28. DOI: 10.7868/S2073667321020027

Bogdanov S., Maksimov I., Zdorovennova G. et al. 2023. Towards Turbulent Stresses Estimates by Special Geometric Adjustment of Two ADCPs. Water 15(1): 28. DOI: 10.3390/w15010028

Bogdanov S., Palshin N., Zdorovennov R. et al. 2023. Calculation of Black Ice Thickness and Heat Fluxes inside the Ice and at the Water–Ice Boundary in a Boreal Lake.

Limnological Review 23(3): 138–156. DOI: 10.3390/limnolrev23030009

Bouffard D., Wüest A. 2019. Convection in lakes. Annual Review of Fluid Mechanics 51:189–215. DOI: 10.1146/annurev-fluid-010518-040506

Bouffard D., Zdorovennova G., Bogdanov S. et al. 2019. Under-ice convection dynamics in a boreal lake. Inland Waters 9(2): 142–161. DOI: 10.1080/20442041.2018.1533356

Chen C.-T.A., Millero F.J. 1986. Thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. Limnology and Oceanography 31(3): 657–662. DOI: 10.4319/lo.1986.31.3.0657

Culpepper J., Sharma S., Gunn G. et al. 2025. One-Hundred Fundamental, Open Questions to Integrate Methodological Approaches in Lake Ice Research. Water Resources Research 61(5): e2024WR039042. DOI: 10.1029/2024WR039042

Farmer D.M. 1975. Penetrative convection in the absence of mean shear. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 101: 869–891. DOI: 10.1002/qj.49710143011

Glinsky A. 1998. Current Meters for Measurement of Low-Speed Velocities in Ice Covered Lakes. Limnology and Oceanography 43(7): 1661–1668.

Golosov S., Zverev I., Shipunova E. et al. 2018. Modified parameterization of the vertical water temperature profile in the FLake model. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography 70(1): 1–7. DOI: 10.1080/16000870.2018.1441247

Golub M., Thiery W., Marcé R. et al. 2022. A framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: the ISIMIP Lake Sector. Geoscientific Model Development 15: 4597–4623. DOI: 10.5194/gmd-15-4597-2022

Hampton S.E., Galloway A.W.E., Powers S.M. et al. 2017. Ecology under lake ice. Ecology letters 20(1): 98–111. DOI: 10.1111/ele.12699

Hampton S.E., Powers S.M., Dugan H.A. et al. 2024. Environmental and societal consequences of winter ice loss from lakes. Sciences 386: 6718. DOI: 10.1126/science.adl3211

Huang W., Zhang Z., Li Z. et al. 2021. Under-ice dissolved oxygen and metabolism dynamics in a shallow lake: The critical role of ice and snow. Water Resources Research 57: e2020WR027990. DOI: 10.1029/2020WR027990

Huo P., Lu P., Leppäranta M. et al. 2025. Strong under-ice heating of Central Asian shallow lakes. Geophysical Research Letters 52 (14): e2024GL114501. DOI: 10.1029/2024GL114501

Jansen J., MacIntyre S., Barrett D.C. et al. 2021. Winter Limnology: How do Hydrodynamics and Biogeochemistry Shape Ecosystems Under Ice? JGR Biogeosciences 126(6): e2020JG006237. DOI: 10.1029/2020JG006237

Jansen J., Simpson G.L., Weyhenmeyer G.A. et al. 2024. Climate-driven deoxygenation of northern lakes. Nature Climate Change 14(8): 832–838. DOI: 10.1038/s41558-024-02058-3

Jonas T., Terzhevik A.Y., Mironov D.V. et al. 2003. Radiatively driven convection in an ice-covered lake investigated by using temperature microstructure technique. Journal of Geophysical Research 108: 3183. DOI: 10.1029/2002JC001316

Kirillin G., Leppäranta M., Terzhevik A. et al. 2012. Physics of seasonally ice-covered lakes: a review. Aquatic Sciences 74: 659–682. DOI: 10.1007/s00027-012-0279-y

Kirillin G.B., Shatwell T., Wen L. 2021. Ice-covered lakes of Tibetan Plateau as solar heat collectors. Geophysical Research Letters 48(18): e2021GL093429. DOI: 10.1029/2021GL093429

Leppäranta M. 2015. Freezing of Lake and Evolution of Their Ice Cover. Berlin: Springer.

Magnuson J.J., Beckel A.L., Mills K. et al. 1985. Surviving winter hypoxia: behavioral adaptations of fishes in a northern Wisconsin winterkill lake. Environmental Biology of Fish 14: 241–250. DOI: 10.1007/BF00002627

Malm J., Terzhevik A., Bengtsson L. et al. 1997. Temperature and salt content regimes in three shallow ice-covered lakes: heat and mass fluxes. Nordic Hydrology 28(2): 129–152. DOI: 10.2166/nh.1997.0008

Malm J., Bengtsson L., Terzhevik A. et al. 1998. A field study on currents in a shallow ice-covered lake. Limnology and Oceanography 43: 1669–1679. DOI: 10.4319/lo.1998.43.7.1669

Mironov D., Terzhevik A., Kirillin G. et al. 2002. Radiatively driven convection in ice-covered lakes: Observations, scaling, and a mixed layer model. Journal of Geophysical Research 107: 1–16. DOI: 10.1029/2001JC000892

Novikova J., Zdorovennova G. 2024. Synoptic variability of energy parameters in an ice-covered lake at the end of winter. BIO Web of Conferences 94: 04003. DOI: 10.1051/bioconf/20249304003

O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K. et al. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42: 10773–10781. DOI: 10.1002/2015GL066235

Palshin N.I., Bogdanov S.R., Zdorovennova G.E. et al. 2018. Short Internal Waves in a Small Ice-Covered Lake. Water Resources 45(5): 695–705. DOI: 10.1134/S0097807818050159

Palshin N.P., Zdorovennova G.E., Efremova T.V. et al. 2024. Heat Exchange at the Water–Ice Interface and Ice Growth in a Small Boreal Lake. Water Resources 51(2): 231–244. DOI: 10.1134/S0097807824701501

Pernica P., North R.L., Baulch H.M. 2017. In the cold light of day: The potential importance of under-ice convective mixed layers to primary producers. Inland Waters 7: 138–150. DOI: 10.1080/20442041.2017.1296627

Rafat A., Kheyrollah Pour H., Spence C. et al. 2023. An analysis of ice growth and temperature dynamics in two Canadian subarctic lakes. Cold Regions Sciences and Technology 210: 103808. DOI: 10.1016/j.coldregions.2023.103808

Read J.S., Hamilton D.P., Jones I.D. et al. 2011. Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. Environmental Modelling & Software 26: 1325–1336. DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.05.006

Sahoo G.B., Forrest A.L., Schladow S.G. et al. 2015. Climate change impacts on lake thermal dynamics and ecosystem vulnerabilities. Limnology and Oceanography 61(2): 496–507. DOI: 10.1002/lno.10228

Sharma S., Blagrave K., Magnuson J.J. et al. 2019. Widespread loss of lake ice around the Northern Hemisphere in a warming world. Nature Climate Change 9: 227–231. DOI: 10.1038/s41558-018-0393-5

Smirnov S.I., Zdorovennov R.E., Efremova T.V. et al. 2024. Parameters of Water Column Stability in a Small Polymictic Lake in Years of Different Weather Conditions. Water Resources 51(3): 299–313. DOI: 10.1134/S0097807824700817

Stepanenko V.M., Jöhnk K.D., Machulskaya E. et al. 2014. Simulation of surface energy fluxes and stratification of a small boreal lake by a set of one-dimensional models. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography 66: 21389. DOI: 10.3402/tellusa.v66.21389

Ulloa H.N., Wüest A., Bouffard D. 2018. Mechanical energy budget and mixing efficiency for a radiatively heated ice-covered waterbody. Journal of Fluid Mechanics 852: R1. DOI: 10.1017/jfm.2018.587

Ulloa H.N., Ramón C.L., Doda T. et al. 2022. Development of overturning circulation in sloping waterbodies due to

surface cooling. Journal of Fluid Mechanics 930: A18. DOI: 10.1017/jfm.2021.883

Volkov S., Bogdanov S., Zdorovennova G. et al. 2021. A Method for Estimation of Turbulence Fine-Scale Anisotropy Parameters from ADCP Data. Fundamentalnaya i Prikladnaya Gidrofizika 14 (1): 86–96. DOI: 10.7868/S2073667321010093

Woolway R.I., Kraemer B.M., Lenters J.D. et al. 2020. Global lake responses to climate change. Nature Review Earth Environment 1: 388–403. DOI: 10.1038/s43017-020-0067-5

Woolway R.I., Merchant C.J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. Nature Geoscience 12: 271–276. DOI: 10.1038/s41561-019-0322-x

Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A. et al. 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. Nature Communications 12: 2318. DOI: 10.1038/s41467-021-22657-4

Xie F., Lu P., Li Z. et al. 2022. A floating remote observation system (FROS) for full seasonal lake ice evolution studies. Cold Regions Sciences and Technology 199: 103557. DOI: 10.1016/j.coldregions.2022.103557

Yang B., Wells M.G., Li J. et al. 2020. Mixing, stratification, and plankton under lake-ice during winter in a large lake: Implications for spring dissolved oxygen levels. Limnology and Oceanography 65: 2713–2729. DOI: 10.1002/lno.11543

Zdorovennov R., Gavrilenko G., Zdorovennova G. et al. 2016. Optical properties of Lake Vendyurskoe. Geography, Environment, Sustainability 3: 74–87. DOI: 10.15356/2071-9388_03v09_2016_05

Zdorovennova G., Palshin N., Efremova T. et al. 2018. Albedo of a Small Ice-Covered Boreal Lake: Daily, Meso-Scale and Interannual Variability on the Background of Regional Climate. Geosciences 8(6): 206. DOI: 10.3390/geosciences8060206

Zdorovennova G., Palshin N., Golosov S. et al. 2021. Dissolved Oxygen in a Shallow Ice-Covered Lake in Winter: Effect of Changes in Light, Thermal and Ice Regimes. Water 13(17): 2435. DOI: 10.3390/w13172435

Zdorovennova G., Terzhevik A., Palshin N. et al. 2021. Seasonal change in heat flux at the water-bottom sediment boundary in a small lake. Journal of Physics: Conference Series 2131(3): 032080. DOI: 10.1088/1742-6596/2131/3/032080

Influence of anthropogenic activity on the quality of rivers in Listvyanka settlement (South Baikal)

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Suslova M.Yu.*, Kan G.V., Marchenko A.E., Onishchuk N.A., Belykh O.I.

Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. This paper presents the results of microbiological studies of the water quality of four tributaries of Southern Baikal, Listvenichny Bay. Monthly monitoring from October 2022 to July 2025 showed a decline in the water quality and an increase in the number of sanitary-indicative groups of microorganisms in the estuary part of rivers relative to the reference area above the influence of Listvyanka settlement. Thus, the number of coliform bacteria (CB) on average in rivers increases by 17 times, *E. coli* – by 55 times, and enterococci – by 11 times. In recent years, the water quality in the Malaya and Bolshaya Cheremshanka Rivers remains low. Thus, in comparison to the study of 2015-2016, the maximum values of enterococci abundance increased by 3 times, the number of *E. coli* - by 2 times and 23 times, respectively.

Keywords: tributaries of Lake Baikal, Listvenichny Bay, sanitary-indicative microorganisms, coliform bacteria, *E. coli*, enterococci

For citation: Suslova M.Yu., Kan G.V., Marchenko A.E., Onishchuk N.A., Belykh O.I. Influence of anthropogenic activity on the quality of rivers in Listvyanka settlement (South Baikal) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 895-906. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-895

1. Introduction

Listvyanka settlement is a popular place to visit at Lake Baikal. It is located close to the city of Irkutsk and, as a result, is frequented by tourists. The number of visitors to the Baikal Museum located at the entrance to Listvyanka settlement increased from 100 thousand in 2022 (Fialkov et al., 2023) to 147.5 thousand in 2024. The anthropogenic load has increased significantly in Listvyanka settlement. Recently, tourist centers and hotels are actively built in Listvyanka settlement. Hotel complexes are most often not equipped with leak-proof pit latrines. There is no centralized wastewater treatment system in the settlement; therefore, most of the wastewater is passively filtered through the soil and flows into tributaries entering the coastal zone of Lake Baikal. Earlier, within the works carried out by Limnological Institute, poor water quality was detected in the estuaries of the rivers of Listvenichny Bay (Kravtsova et al., 2012; Kravtsova et al., 2014), as well as its deterioration relative to the background above the settlement (Malnik et al., 2019a; b). Comparative data analysis showed that the concentration of main ions in most cases has similar values, and the phosphates and nitrites content increases significantly within the settlement as a result of household activities (Onishchuk et al., 2024). The main sources of pollution of the river watercourses are runoff from Listvyanka settlement. River waters entering Lake Baikal worsen the quality of waters in the coastal zone (Kravtsova et al., 2012; Malnik et al., 2019a; b).

The lake coast experience high recreational pressure: growing tourists flows cause numerous tent camping, uncontrolled construction of recreation centers that do not have wastewater facilities, as well as an increase in the number of ships (Evstropyeva et al., 2021). These conditions led to a multiple increase in the intake of nitrogen and phosphorus compounds (Khodzher et al., 2017) and opportunistic bacteria into the coastal zone (Drucker et al., 2023, Suslova et al., 2022, Shtykova et al., 2019). From 2017 to 2021, it was shown that the level of fecal pollution in Listvenichny Bay varied depending on the season and differed significantly at separate sampling stations. During the summer and autumn, a greater number of sanitary-indicative microorganisms was detected compared to the spring, which is attributed to an increased anthropogenic load during this season. The maximum TCB and enterococci values were determined at all stations where untreated wastewater entered the lake (Podlesnaya et al., 2022).

*Corresponding author.
E-mail address: suslova@lin.irk.ru (M.Yu. Suslova)

Received: July 20, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

The increase in anthropogenic load upon Lake Baikal shows a need in regular studies to assess the tributaries water quality.

The study is aimed at monitoring the number of sanitary-microbiological indicators of water quality in four tributaries of South Baikal (Listvenichny Bay) and comparing with previously obtained data.

2. Materials and methods

The water samples were taken every month from October 2022 to July 2025 from the surface water of the Kamenushka, Krestovka, Malaya and Bolshaya Cheremshanka Rivers. Sampling was carried out according to GOST 31942–2012 in two sections: one background section located above Listvyanka settlement, the other was in the estuary part of the rivers flowing into Lake Baikal (Fig. 1). A total of 216 were analyzed according to MUK 4.2.3963–23 «Bacteriological methods of water research». The use of differential diagnostic media with the membrane filter allowed us to identify and determine the number of three main sanitary- bacteriological indicators: 1) coliform bacteria (CB), 2) *E. coli* (Tymchuk et al., 2013) and 3) enterococci.

3. Results and discussion

As a result of the study, we obtained data on the number of sanitary-indicative groups of bacteria (Table). Figure 2 shows histograms of the number of CB, *E. coli* and enterococci in water samples taken in the Kamenushka, Krestovka, M. and B. Cheremshanka Rivers above and below Listvyanka settlement from October 2022 to July 2025.

It is shown that the number of main indicators in the waters of the studied rivers in the estuary areas, in contrast to the background areas outside the influence of the settlement, is significantly higher. Thus, the number of studied indicators in the Kamenushka River increased on average by 10 times, while in the Malaya and Bolshaya Cheremkhanka Rivers it increased by 66 times and 30 times, respectively. This trend was less noticeable in the Krestovka River, where the abundance of the main indicators differed on average by 2 times, since this river was more abundant, as previously mentioned (Malnik et al., 2019b). According to the obtained data of each indicator in all rivers of Listvyanka settlement, the average number of CB has increased on average by rivers by 17 times, *E. coli* – by 55 times, and enterococci – by11 times.

The quality of river waters was assessed according to SanPiN 1.2.3685-21. According to the standards for recreational surface water, the CB indicator value should not exceed 500 CFU/100 cm^3. The index values for recent fecal contamination, *E. coli* and enterococci should be 100 CFU/100 cm^3 and 10 CFU/100 cm^3, respectively.

During the studied period, 60% of non-standard samples were identified that did not meet the requirements of SanPiN for surface waters.

Coliform bacteria found in the samples from the M. Cheremshanka and B. Cheremshanka Rivers exceeded the SanPiN standards in 22% of the samples with the highest concentrations observed at the mouths of these rivers. In B. Cheremshanka River, 76% of 25 samples did not meet the SanPiN standards, in the M. Cheremshanka River – 71%, in the Kamenushka River – 14%, and in the Krestovka River – 7%. The maximum number was detected at the mouth of the M. Cheremshanka River in March 2024 with a value of 143 000 CFU/100 cm^3 exceeding the standard by 286 times. High values were also recorded in October 2023 and February 2024 (6 160 and 5 680, respectively) (Table). A large number of CB was detected in water samples from the B. Cheremshanka River: in April 2023 it was 6 500 CFU/100 cm^3, in August – 5 680, and in October – 5 600. In April 2024, it was 9 840 CFU/100 cm^3 and in June 2025 it was 6 800. These values exceeded the standard by 13, 11, 11, 20, and 14 times, respectively.

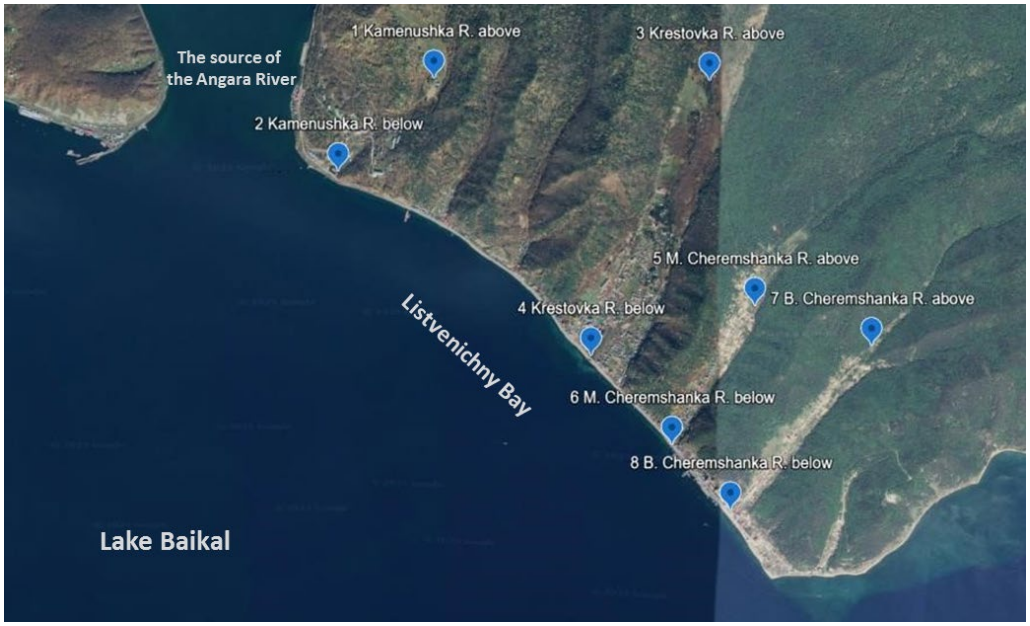


Fig.1. Water sampling stations of the Kamenushka, Krestovka, M. Cheremshanka and B. Cheremshanka rivers above and below the Listvyanka settlement.

Table. Number of sanitary and microbiological indicators in the water of the rivers of the Listvyanka settlement from October 2022 to July 2025

	10.2022	11.2022	12.2022	01.2023	02.2023	03.2023	04.2023	05.2023	06.2023	08.2023	10.2023	11.2023	01.2024	02.2024	03.2024	04.2024	05.2024	06.2024	08.2024	09.2024	10.2024	12.2024	01.2025	03.2025	04.2025	05.2025	06.2025	07.2025
Coliform bacteria, CFU/100 cm³, norm up to 500																												
1 Kam.a.	272	160	ND	ND	ND	34	279	0	160	264	27	4	17	93	3	5	3	5	317	429	139	0	20	46	28	25	10	150
2 Kam.b.	50	134	6	5	1900	3170	270	0	166	408	85	0	3	46	428	0	0	26	696	264	286	4	16	108	22	260	18	5600
3 Kr.a.	58	18	2	20	549	1	23	1	98	496	42	0	10	68	14	81	1	25	207	208	144	8	0	15	14	57	133	155
4 Kr.b.	104	68	24	34	63	1610	100	30	260	600	104	80	0	0	45	180	40	5	100	274	48	6	6	92	94	46	330	490
5 M.Ch.a.	57	410	228	ND	ND	174	24	8	10	184	90	10	254	0	ND	18	51	69	204	360	196	242	52	104	100	40	176	916
6 M.Ch.b.	148	678	426	20	520	450	790	2700	1000	2624	6160	210	490	5680	143000	100	624	724	1160	2640	1100	660	400	1860	1100	680	4340	4440
7 B.Ch.a.	172	162	220	108	636	94	64	6	64	8	46	246	52	30	0	8	0	22	672	244	164	8	0	2	48	10	8	304
8 B.Ch.b.	388	ND	828	3430	ND	ND	6500	10	160	5680	5600	260	1080	3020	740	9840	560	2420	940	1600	940	460	2120	640	440	840	6800	3240
***E. coli*, CFU/100 cm³, norm up to 100**																												
1 Kam.a.	4	0	ND	ND	ND	4	0	0	28	0	15	4	17	0	3	5	0	5	37	5	25	2	5	3	5	0	0	20
2 Kam.b.	0	0	0	0	1800	2670	130	0	26	8	0	0	3	3	20	0	0	0	86	0	0	0	0	8	4	20	12	76
3 Kr.a.	2	0	0	2	1	0	6	1	78	16	0	0	10	0	0	1	0	7	21	46	4	0	0	1	0	0	26	30
4 Kr.b.	34	0	0	0	0	0	20	0	86	96	0	0		0	0	44	0	0	16	0	0	1	6	0	24	0	0	160
5 M.Ch.a.	0	0	88	ND	ND	19	0	0	10	4	10	10	254	0	ND	1	0	9	34	0	0	20	4	8	12	0	176	356
6 M.Ch.b.	108	0	0	8	0	360	100	0	0	0	6160	0	370	0	143000	0	292	64	0	2240	1100	40	0	1640	140	80	4200	2200
7 B.Ch.a.	2	0	0	4	0	10	0	0	16	0	2	120	0	0	0	8	0	22	372	4	0	0	0	2	8	0	4	32
8 B.Ch.b.	194	95	0	1530	ND	ND	4500	10	160	400	5600	260	0	0	500	7440	140	1460	600	0	440	120	2120	100	80	640	1480	1240
Enterococci, CFU/100 cm³, norm up to 10																												
1 Kam.a.	2	28	ND	ND	ND	3	74	0	70	4	16	0	0	0	0	224	2	18	70	44	9	2	0	22	150	9	3	73
2 Kam.b.	2	20	20	1	1890	1310	66	0	85	8	0	2	4	39	371	46	2	5	84	10	70	0	3	25	3	2	30	88
3 Kr.a.	5	4	3	16	18	3	2	0	45	40	2	0	2	1	4	6	14	20	47	20	3	0	0	16	7	3	35	73
4 Kr.b.	46	16	7	0	1	460	4	0	154	104	15	1	0	0	0	48	3	14	77	7	3	1	3	109	80	5	18	107
5 M.Ch.a.	1	42	56	ND	ND	130	7	0	41	68	0	4	64	0	ND	0	4	11	80	13	5	12	3	42	55	1	5	116
6 M.Ch.b.	25	30	5	2	29	440	14	2530	1900	204	44	26	36	51	4300	111	12	20	320	118	840	40	64	236	56	60	224	1264
7 B.Ch.a.	4	39	12	79	1	68	3	0	78	16	4	0	1	0	4	32	5	76	101	56	44	9	2	12	8	2	32	38
8 B.Ch.b.	66	268	56	44	ND	ND	5000	10	1300	960	360	500	20	20	560	340	140	180	1820	340	160	200	20	128	234	28	84	1036

Note: 1 Kam.a. – Kamenushka R. above sett., 2 Kam.b. – Kamenushka R. below sett., 3 Kr.a. – Krestovka R. above sett., 4 Kr.b.– Krestovka R. below sett., 5 M.Ch.a.– M. Cheremshanka above sett., 6 M.Ch.b. – M. Cheremshanka R. below sett., 7 B.Ch.a. – B. Cheremshanka above sett., 8 B.Ch.b. – B. Cheremshanka R. below sett. The color indicates where the norm is exceeded. Exceeding the standard by < 1-3 times < 3-6 times < 6-10 times < 10 or more times. ND – no data

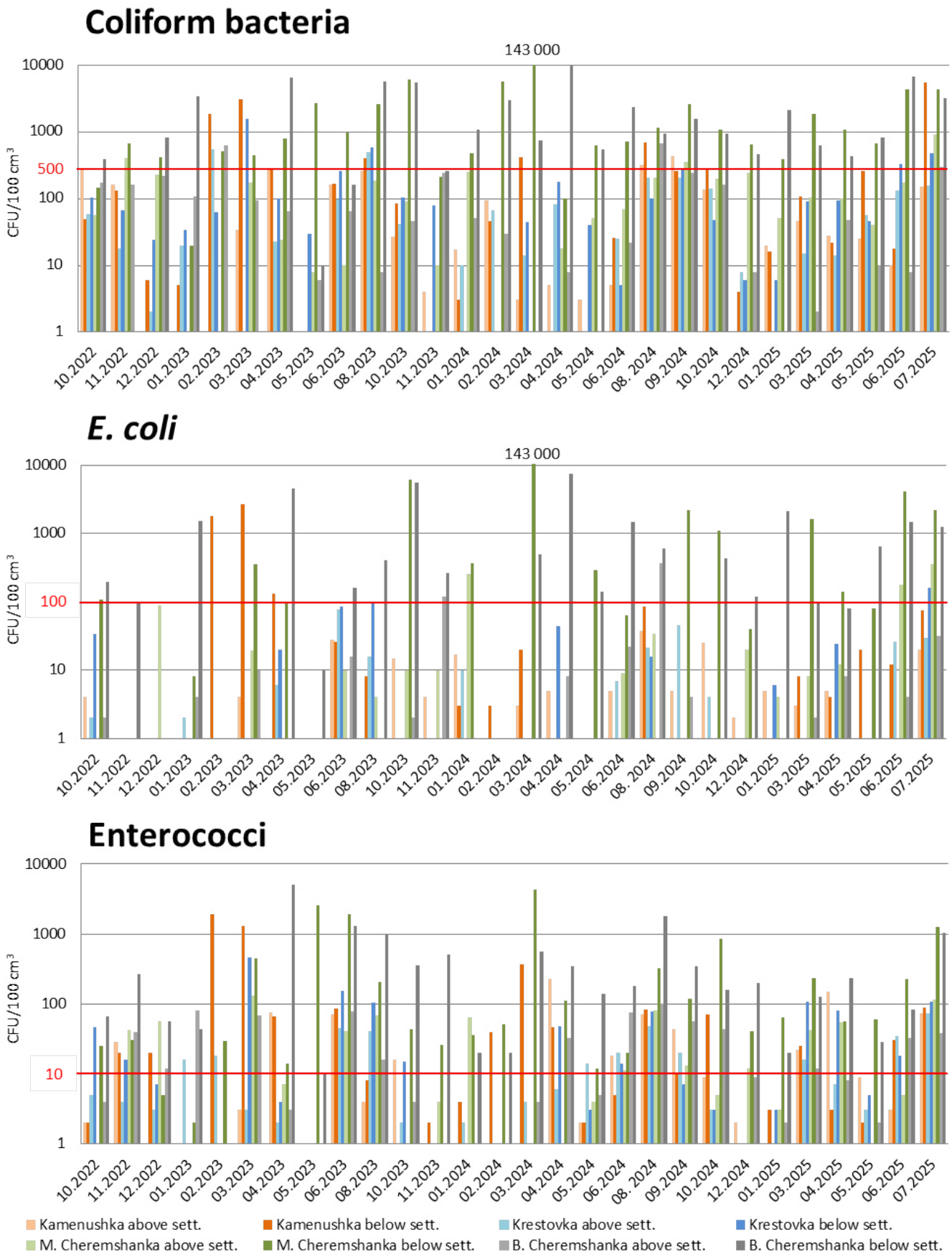


Fig.2. The number of sanitary-indicative groups of microorganisms in water samples of the Kamenushka, Krestovka, M. and B. Cheremshanka Rivers above and below Listvyanka settlement from October 2022 to July 2025. The SanPiN 1.2.3685-21 standards are indicated in red.

The number of *E. coli* exceeded the SanPiN standards in 17% of samples taken, as well as in most cases of the mouths of M. Cheremshanka and B. Cheremshan Rivers. In the B. Cheremshanka River, 69% of the 26 samples did not meet the SanPiN standards, in M. Cheremshanka River – 43%, and in the Kamenushka and Krestovka Rivers – 11% and 3.5%, respectively. The maximum abundance (143 000 CFU/100 cm^3) was detected at the mouth of the M. Cheremshanka River in March 2024 exceeding the standard by 1 430 times. High values were also observed in October 2023 – 6 160, and in June 2025 – 4 200 (Table). A large number of *E. coli* was found in the water samples of the B. Cheremshanka River in 2023: in April – 4 500 CFU/100 cm^3, in October – 5 600 and in April 2024 – 7 440 CFU/100 cm^3, which exceeded the standard by 45, 56 and 74 times, respectively.

Enterococci exceeded the SanPiN standard in 58% of the analyzed samples. At the mouths of the M. and B. Cheremshanka Rivers, 93% of samples did not meet SanPiN, in the Kamenushka River – 50%, and in the Krestovka River – 46%. The maximum number of enterococci (5 000 CFU/100 cm^3) was detected in the B. Cheremshanka River in March 2023 exceeding the standard by 500 times, in June 2023 – by 1 300 times and in August 2024 – by 1 820 times (Table). In the M. Cheremshanka River, the maximum (4 300 CFU/100 cm^3) was observed in March 2024, high values (2 530) were also recorded in May 2023, in June – 1 900, and in July 2025 – 1 264.

In the seasonal aspect, the highest number of sanitary-indicative groups of microorganisms was observed in all the rivers studied during the spring months (March and April), when runoff was at its lowest and additional amounts of organic matter and biogenic elements entered the riverbeds with meltwater (Malnik et al., 2019b).

4. Conclusions

The results of the monitoring enable us to conclude that the waters of tributaries of the M. Cheramshanka, B. Cheramshanka, and Kamenushka Rivers are intensively influenced by anthropogenic activity of Listvyanka settlement. During the whole study period the exceedances in the SanPin standards were recorded in the estuary zones of the B. and M. Cheremshanka Rivers. Besides, the waters of M. and B. Cheremshanka constantly bring large number of fecal bacteria to Lake Baikal, negatively affecting the sanitary-bacteriological conditions in the coastal zone.

The maximum values of enterococci and *E. coli* increased in the B. and M. Cheremshanka Rivers compared to 2015-2016.

Thus, currently, Listvyanka settlement urgently requires the construction of efficient wastewater treatment systems.

Acknowledgements

The study was carried out within the State Assignments No. FWSR-0279-2021-0015 and No. 0279-2021-0014.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Drucker V.V., Suslova M.Yu., Nebesnykh Yu.R. et al. 2023. Sanitary-bacteriological monitoring of water quality in Lake Baikal – from single/one-off studies to systematic annual expeditions. Limnology and Freshwater Biology 6: 164–179. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-6-164

Evstropyeva O.V., Budaeva D.G., Bardach A.V. 2021. Tourist and recreational zoning of the Central Economic Zone of the BPT. In: Atlas of the Baikal region: society and nature. Irkutsk, pp. 175–176. (in Russian)

Fialkov V.A., Kuzevanova E.N., Kupchinskiy A.B. 2023. History of reconstruction and development of the Baikal museum: 1993–2023. In: Proceedings of the IV All-Russian scientific and practical conference "Development of life in the process of abiotic changes on earth", pp. 249. DOI: 10.24412/cl-34446-2023-4-249-258 (in Russian)

GOST 31942-2012. 2014. Drinking water. «Sampling for microbiological analysis» (in Russian)

Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2017. Current chemical composition of Lake Baikal water. Inland Waters 7(3): 250–258. DOI: 10.1080/20442041.2017.1329982

Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V. et al. 2012. Disturbances of the Vertical Zoning of Green Algae in the Coastal Part of the Listvennichnyi Gulf of Lake Baikal. Doklady Biological Sciences 448: 227–229. DOI: 10.1134/S0012496612060026

Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V. et al. 2014. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal. Great Lakes Research 40: 441–448.

Malnik V.V., Shtykova Yu.R., Suturin A.N. et al. 2019. Influence of settlements on sanitary-microbiological status of small tributaries and coastal waters as exemplified by Listvennichnyi Bay (South Baikal) Geografiya i prirodnye resursy [Geography and natural resources] 40 (4): 84–92. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2019-4(84-92) (in Russian)

Malnik V.V., Timoshkin O.A., Suturin A.N. et al. 2019. Anthropogenic Changes in the Hydrochemical and Sanitary–Microbiological Characteristics of Water Quality in Southern Baikal Tributaries: Listvennichnyi Bay. Water Resources 46(5): 748–758. DOI: 10.1134/S0097807819050154

MUK 4.2.3963–23. 2023. «Bacteriological Methods for Water Investigation» Moscow: Rospotrebnadzor Federal Center of Hygiene and Epidemiology. (in Russian)

Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Netsvetaeva O.G. 2024. Current assessment of nitrogen and phosphorus content in the river water and snow cover of the Southern Baikal basin. Limnology and Freshwater Biology 5: 1337–1356. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1337

Podlesnaya G.V., Galachyants A.D., Shtykova Yu.R. et al. 2022. Sanitary-microbiologial Assessment of the Water Quality in the Listvennichnyi bay at the Period of Extremely High Water Level in Lake Baikal. Geografiya i prirodnye resursy [Geography and natural resources] 5: 163–169. DOI: 10.15372/GIPR20220517 (in Russian)

SanPiN 1.2.3685-21. 2021. Sanitary Rules & Normatives «Hygienic standards and requirements for ensuring safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans». (in Russian)

Shtykova Yu.R., Suslova M.Yu., Drucker V.V. et al. 2019. Microbiological water quality of Lake Baikal: a review. Limnology and Freshwater Biology 2: 210–217. DOI: 10.31951/2658-3518-2019-A-2-210

Suslova M.Yu., Podlesnaya G.V., Zimens E.A. et al. 2022. Sanitary-microbiological characteristics of the coastal zone of Lake Baikal during the seasonal change in the lake level in 2022. Limnology and Freshwater Biology 6: 1724–1727. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-6-1724

Tymchuk S.N., Larin V.E., Sokolov D.M. 2013. The most significant sanitary and microbiological indicators for assessing the quality of drinking water. Vodosnabzhenie i sanitarnaya tekhnika [Water supply and sanitary engineering] 11: 8–15. (in Russian)

Краткое сообщение

Влияние антропогенной деятельности на качество рек рп. Листвянка (Южный Байкал)

Суслова М.Ю.*, Кан Г.В., Марченко А.Э., Онищук Н.А., Белых О.И.

Лимнологический институт Сибирского отделения РАН, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты микробиологических исследований качества вод четырех притоков Южного Байкала зал. Лиственничный. Ежемесячный мониторинг с октября 2022 г. по июль 2025 г. показал ухудшение качества вод и увеличение численности санитарно-показательных групп микроорганизмов в приустьевом участке рек относительно фонового района выше влияния рп. Листвянка. Таким образом, число обобщенных колиформных бактерий в среднем по рекам увеличивается в 17 раз, *E. coli* – в 55 и энтерококков – в 11. За последнее десятилетие качество вод рек Малой и Большой Черемшанки остаётся низким, так по сравнению с исследованиями 2015-2016 гг. максимальные значения численности энтерококков в р. Б. Черемшанка увеличились в 3 раза, р. М. Черемшанка в 5 раз, а количество *E. coli* в 2 и 23 раза соответственно.

Ключевые слова: притоки оз. Байкал, зал. Лиственничный, санитарно-показательные микроорганизмы, обобщенные колиформные бактерии, энтерококки, *E. coli*

Для цитирования: Суслова М.Ю., Кан Г.В., Марченко А.Э., Онищук Н.А., Белых О.И. Влияние антропогенной деятельности на качество рек рп. Листвянка (Южный Байкал) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 895-906. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-895

1. Введение

Листвянка является популярным местом посещения оз. Байкал, близким к г. Иркутску и, как следствие, привлекает большое количество туристов. Только количество посетителей Байкальского музея расположенного на въезде в рабочий поселок увеличилось с 100 тыс. в 2022 г. (Фиалков и др., 2023) до 147.5 тыс. в 2024 г. Антропогенная нагрузка значительно возросла на территории рп. Листвянка, которую в последнее время активно застраивают турбазами и гостиницами. Гостиничные комплексы чаще всего оборудованы не герметичными выгребными ямами. Централизованная система очистки сточных вод в поселке отсутствует, таким образом, большая часть сточных вод пассивно фильтруется через грунт и сливается в притоки, попадая в прибрежную зону оз. Байкал. Ранее в рамках работ, проводимых Лимнологическим институтом, было показано низкое качество вод в устьях рек зал. Лиственничный (Кравцова и др., 2012; Kravtsova et al., 2014), а также отмечено его ухудшение относительно фона выше поселка (Мальник и др., 2019a; b). Сравнительный анализ данных показал, что концентрация основных ионов в большинстве случаев имеет близкие значения, а содержание фосфатов и нитритов значительно возрастает в границах поселка в результате хозяйственно-бытовой деятельности (Onishchuk et al., 2024). Основными источниками загрязнения речных водотоков являются стоки рп. Листвянка. Воды рек, попадая в оз. Байкал, ухудшают качество вод в прибрежной зоне (Кравцова и др., 2012, Мальник и др., 2019a; b).

Побережье озера испытывает высокую рекреационную нагрузку – растущие потоки туристов влекут за собой многочисленный палаточный отдых, бесконтрольное строительство баз отдыха, не имеющих систем сбора и очистки сточных вод, а так же увеличение количества кораблей (Евстропьева и др., 2021). Данные обстоятельства привели к многократному увеличению поступления в прибрежную зону соединений азота, фосфора (Khodzher et al., 2017) и условно-патогенных микроорганизмов (Drucker et al., 2023; Suslova et al., 2022, Shtykova et al., 2019). В период с 2017 по 2021 гг. показано, что уровень фекального загрязнения в зал. Лиственничный менялся в зависимости от сезона и значимо различался на отдельных станциях отбора проб. В летне-осенний период наблюдали более высокую численность санитарно-показательных

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: suslova@lin.irk.ru (М.Ю. Суслова)

Поступила: 20 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

микроорганизмов по сравнению с весенним, что связано с возрастающей по ходу сезона антропогенной нагрузкой. Максимальные значения численности термотолерантных колиформных бактерий и энтерококков определяли на станциях, где в озеро попадают неочищенные сточные воды (Подлесная и др., 2022).

Увеличение антропогенной нагрузки на оз. Байкал обусловливает необходимость проведения регулярных исследований по оценке качества вод его притоков.

Цель исследования – мониторинг численности санитарно-микробиологических показателей качества воды четырех притоков Южного Байкала (зал. Лиственничный) и сравнение с ранее полученными данными.

2. Материалы и методы

Пробы поверхностных вод рек Каменушка, Крестовка, Малая Черемшанка и Большая Черемшанка отбирали каждый месяц с октября 2022 г. по июль 2025 г. Пробоотбор осуществляли, следуя ГОСТ 31942–2012 в двух створах: один фоновый расположенный выше рп. Листвянка, другой – в приустьевой части рек, впадающих в оз. Байкал (Рис. 1). Всего проанализировано 216 проб согласно методическим указаниям МУК 4.2.3963–23 «Бактериологические методы исследования воды». Методом мембранной фильтрации на дифференциально-диагностических средах, проводили идентификацию и определение численности трех основных санитарно-бактериологических показателей: 1) обобщенные колиформные бактерии (ОКБ), 2) *E. coli* (Тымчук и др., 2013) и 3) энтерококки.

3. Результаты и обсуждение

В результате исследования получены данные по численности санитарно-показательных групп бактерий (Таблица). На Рисунке 2 представлены гистограммы численности ОКБ, *E. coli* и энтерококков в пробах воды рек: Каменушка, Крестовка, М. и Б. Черемшанки выше и ниже рп. Листвянка с октября 2022 г. по июль 2025 г.

Показано, что количество основных показателей в водах исследуемых рек в приустьевых участках в отличие от фоновых районов вне влияния поселка намного выше. Таким образом, численность исследуемых показателей в р. Каменушка в среднем увеличивалась в 10 раз, в Малой и Большой Черемшанках в 66 и 30 раз соответственно. Такая тенденция в меньшей степени замечена на р. Крестовка, где численность основных показателей в среднем отличалась в 2 раза, поскольку эта река более многоводна, как было отмечено ранее (Мальник и др., 2019b). Учитывая полученные данные численности каждого показателя во всех реках рп. Листвянка, наблюдается увеличение числа ОКБ в среднем по рекам в 17 раз, *E. coli* – в 55 и энтерококков – в 11.

Оценка качества речных вод выполнена в соответствии с санитарными правилами СанПиН 1.2.3685-21. Согласно нормативам поверхностных вод, используемых для рекреации, индикаторный показатель ОКБ не должен превышать 500 КОЕ/100 см^3, индексные показатели, отражающие степень недавнего фекального загрязнения – *E. coli* и энтерококки, 100 КОЕ/100 см^3 и 10 КОЕ/100 см^3 соответственно.

За исследуемый период выявлено 60% нестандартных проб, которые не соответствовали требованиям поверхностных вод СанПиН.

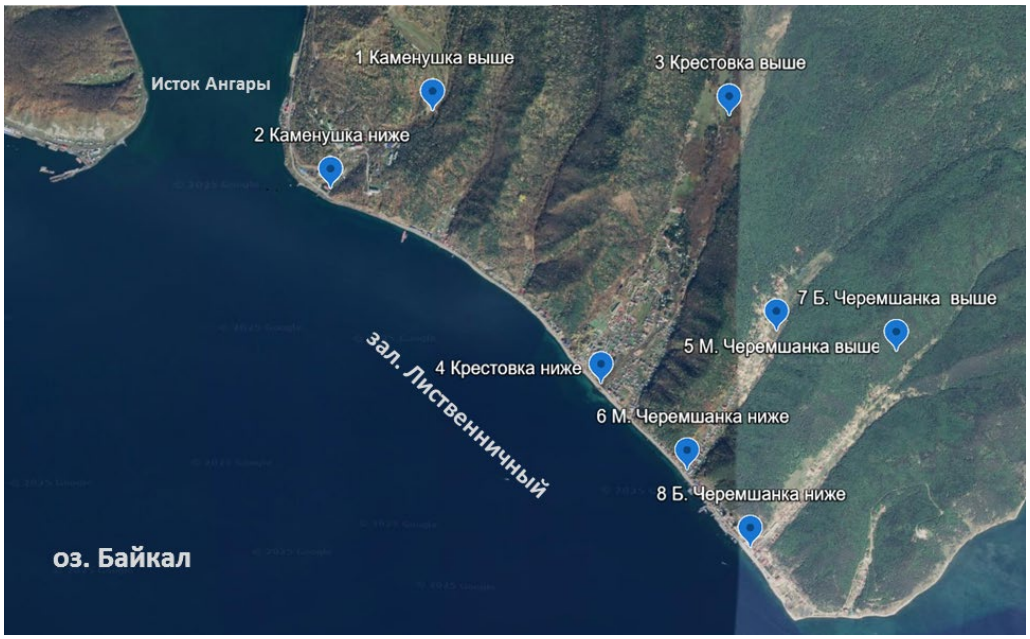


Рис.1. Станции отбора проб воды рек Каменушка, Крестовка, Малая Черемшанка и Большая Черемшанка выше и ниже рп. Листвянка.

Таблица. Численность санитарно-микробиологических показателей в воде рек рп. Листвянка с октября 2022 г. по июль 2025 г.

	10.2022	11.2022	12.2022	01.2023	02.2023	03.2023	04.2023	05.2023	06.2023	08.2023	10.2023	11.2023	01.2024	02.2024	03.2024	04.2024	05.2024	06.2024	08.2024	09.2024	10.2024	12.2024	01.2025	03.2025	04.2025	05.2025	06.2025	07.2025
Обобщеные колиформные бактерии, КОЕ/100 см³, норма до 500																												
1 Кам.в.	272	160	НД	НД	НД	34	279	0	160	264	27	4	17	93	3	5	3	5	317	429	139	0	20	46	28	25	10	150
2 Кам.н.	50	134	6	5	1900	3170	270	0	166	408	85	0	3	46	428	0	0	26	696	264	286	4	16	108	22	260	18	5600
3 Кр.в.	58	18	2	20	549	1	23	1	98	496	42	0	10	68	14	81	1	25	207	208	144	8	0	15	14	57	133	155
4 Кр.н.	104	68	24	34	63	1610	100	30	260	600	104	80	0	0	45	180	40	5	100	274	48	6	6	92	94	46	330	490
5 М.Ч.в.	57	410	228	НД	НД	174	24	8	10	184	90	10	254	0	НД	18	51	69	204	360	196	242	52	104	100	40	176	916
6 М.Ч.н.	148	678	426	20	520	450	790	2700	1000	2624	6160	210	490	5680	143000	100	624	724	1160	2640	1100	660	400	1860	1100	680	4340	4440
7 Б.Ч.в.	172	162	220	108	636	94	64	6	64	8	46	246	52	30	0	8	0	22	672	244	164	8	0	2	48	10	8	304
8 Б.Ч.н.	388	НД	828	3430	НД	НД	6500	10	160	5680	5600	260	1080	3020	740	9840	560	2420	940	1600	940	460	2120	640	440	840	6800	3240
***E. coli*, КОЕ/100 см³, норма до 100**																												
1 Кам.в.	4	0	НД	НД	НД	4	0	0	28	0	15	4	17	0	3	5	0	5	37	5	25	2	5	3	5	0	0	20
2 Кам.н.	0	0	0	0	1800	2670	130	0	26	8	0	0	3	3	20	0	0	0	86	0	0	0	0	8	4	20	12	76
3 Кр.в.	2	0	0	2	1	0	6	1	78	16	0	0	10	0	0	1	0	7	21	46	4	0	0	1	0	0	26	30
4 Кр.н.	34	0	0	0	0	0	20	0	86	96	0	0		0	0	44	0	0	16	0	0	1	6	0	24	0	0	160
5 М.Ч.в.	0	0	88	НД	НД	19	0	0	10	4	10	10	254	0	НД	1	0	9	34	0	0	20	4	8	12	0	176	356
6 М.Ч.н.	108	0	0	8	0	360	100	0	0	0	6160	0	370	0	143000	0	292	64	0	2240	1100	40	0	1640	140	80	4200	2200
7 Б.Ч.в.	2	0	0	4	0	10	0	0	16	0	2	120	0	0	0	8	0	22	372	4	0	0	0	2	8	0	4	32
8 Б.Ч.н.	194	95	0	1530	НД	НД	4500	10	160	400	5600	260	0	0	500	7440	140	1460	600	0	440	120	2120	100	80	640	1480	1240
Энтерококки, КОЕ/100 см³, норма до 10																												
1 Кам.в.	2	28	НД	НД	НД	3	74	0	70	4	16	0	0	0	0	224	2	18	70	44	9	2	0	22	150	9	3	73
2 Кам.н.	2	20	20	1	1890	1310	66	0	85	8	0	2	4	39	371	46	2	5	84	10	70	0	3	25	3	2	30	88
3 Кр.в.	5	4	3	16	18	3	2	0	45	40	2	0	2	1	4	6	14	20	47	20	3	0	0	16	7	3	35	73
4 Кр.н.	46	16	7	0	1	460	4	0	154	104	15	1	0	0	0	48	3	14	77	7	3	1	3	109	80	5	18	107
5 М.Ч.в.	1	42	56	НД	НД	130	7	0	41	68	0	4	64	0	НД	0	4	11	80	13	5	12	3	42	55	1	5	116
6 М.Ч.н.	25	30	5	2	29	440	14	2530	1900	204	44	26	36	51	4300	111	12	20	320	118	840	40	64	236	56	60	224	1264
7 Б.Ч.в.	4	39	12	79	1	68	3	0	78	16	4	0	1	0	4	32	5	76	101	56	44	9	2	12	8	2	32	38
8 Б.Ч.н.	66	268	56	44	НД	НД	5000	10	1300	960	360	500	20	20	560	340	140	180	1820	340	160	200	20	128	234	28	84	1036

Примечание: 1 Кам.в.– р. Каменушка, выше рп., 2 Кам.н.– р. Каменушка, ниже рп., 3 Кр.в. – р. Крестовка, выше рп., 4 Кр.н.– р. Крестовка, ниже рп., 5 М.Ч.в.– р. М. Черемшанка, выше рп., 6 М.Ч.н. – р. М. Черемшанка, ниже рп., 7 Б.Ч.в. – р. Б. Черемшанка, выше рп., 8 Б.Ч.н. – р. Б. Черемшанка, ниже рп. Цветом обозначены превышения нормы.

Превышение норматива в < 1-3 раз < 3-6 раз < 6-10 раз < 10 и более раз. НД – нет данных.

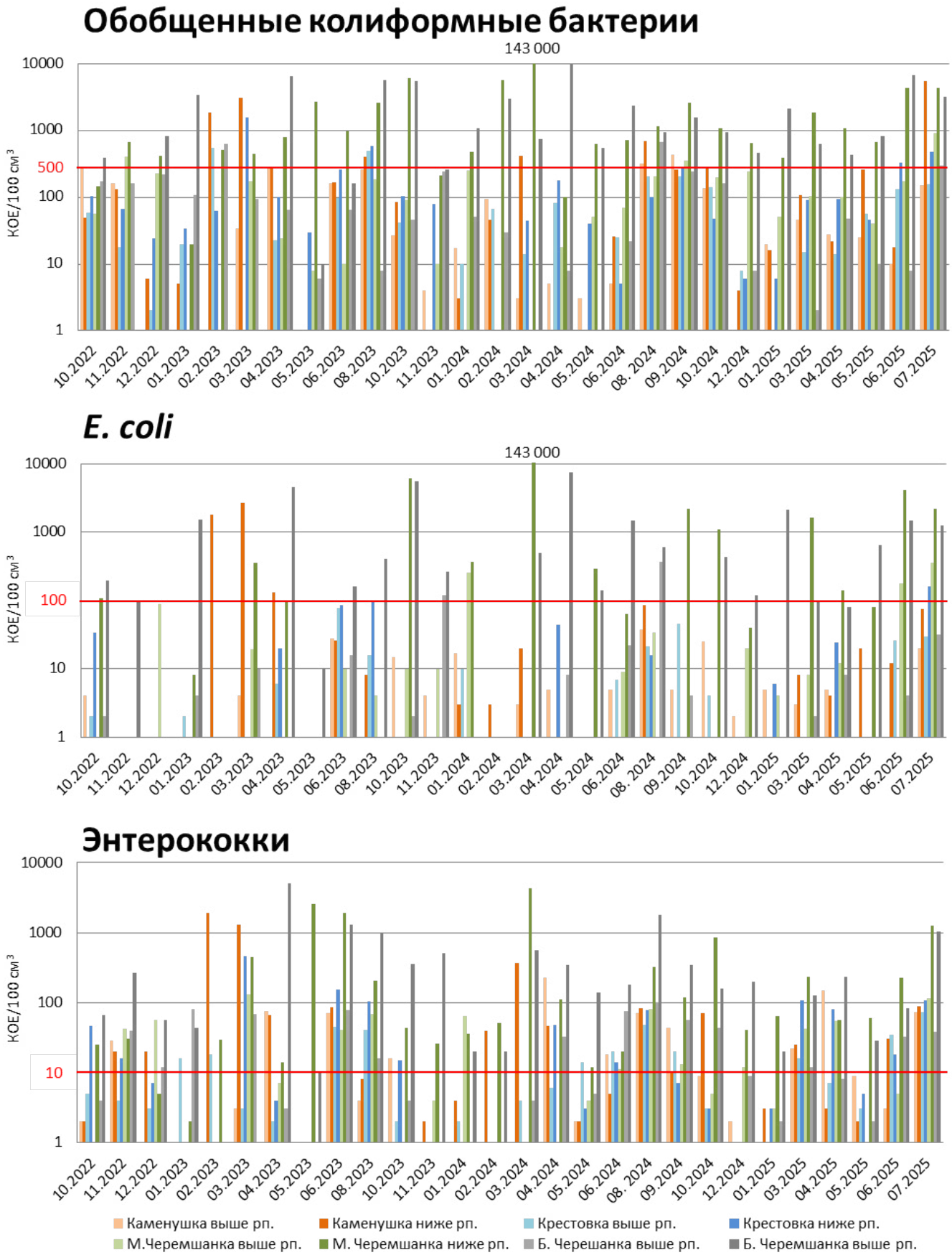


Рис.2. Численность санитарно-показательных групп микроорганизмов в пробах воды рек: Каменушка, Крестовка, Малая и Большая Черемшанки выше и ниже рп. Листвянка с октября 2022 г. по июль 2025 г. Красным выделены нормативы СанПиН 1.2.3685-21.

Обобщенные колиформные бактерии численно превышали нормативы СанПиН в 22% исследуемых проб, преимущественно в устьях рек М. Черемшанка и Б. Черемшанка. В Б. Черемшанке из 25 проб не соответствовали СанПиН 76% проб, в М. Черемшанке 71%, в Каменушке 14% и Крестовке 7%. Максимальную численность детектировали в устье р. М. Черемшанка в марте 2024 г. – 143 000 КОЕ/100 см^3, что превысило норматив в 286 раз, также высокие значения наблюдали в октябре в 2023 г. – 6 160 и в феврале 2024 г. – 5 680 (Таблица). Большое количество ОКБ выявили в пробах воды реки Б. Черемшанка в 2023 г. в апреле – 6 500 КОЕ/100 см^3, августе – 5 680, октябре – 5 600, в апреле 2024 г. – 9 840 КОЕ/100 см^3 и в июне 2025 г. – 6 800, что превышало норматив в 13, 11, 11, 20 и 14 раза соответственно.

Численность *E. coli* выходила за пределы регламента СанПиН в 17% отобранных проб, также в большинстве случаев в устьях рек М. Черемшанка и Б. Черемшанка. В Б. Черемшанке из 26 проб не соответствовали СанПиН 69% проб, в М. Черемшанке 43%, в Каменушке 11% и Крестовке 3.5%. Максимальная численность – 143 000 КОЕ/100 см^3 выявлена в устье р. М. Черемшанка в марте 2024 г., что превысило норматив в 1430 раз, также высокие значения наблюдали в октябре в 2023 г. – 6 160 и в июне 2025 г. – 4 200 (Таблица). Большое количество *E. coli* обнаружено в пробах воды реки Б. Черемшанка в 2023 г. в апреле – 4 500 КОЕ/100 см^3, октябре – 5 600 и в апреле 2024 г. – 7 440 КОЕ/100 см^3, что превышало норматив в 45, 56 и 74 раза соответственно.

Энтерококки превышали норматив СанПиН в 58% анализируемых проб. В устьях рек М. и Б. Черемшанка 93% проб не соответствовали СанПиН, в Каменушке – 50% и Крестовке – 46%. Максимальную численность энтерококков детектировали в марте 2023 г в р. Б. Черемшанка – 5 000 КОЕ/100 см^3, что превысило норматив в 500 раз, в июне 2023 г. – 1 300 и в августе 2024 г. – 1 820 (Таблица). В М. Черемшанке максимум пришелся на март 2024 г. – 4 300 КОЕ/100 см^3, так же высокие значения определили в 2023 г. в мае – 2 530, июне – 1 900 и в июле 2025 г. – 1 264.

В сезонном аспекте отмечали максимальную численность санитарно-показательных групп микроорганизмов во всех исследуемых реках в весенний период (март, апрель), когда сток минимальный и в русло рек с талыми водами поступает дополнительное количество органики и биогенных элементов (Мальник и др., 2019b).

4. Выводы

Результаты настоящего мониторинга позволяют сделать вывод, что воды притоков Б. Черемшанка, М. Черемшанка и Каменушка подвержены интенсивному влиянию антропогенной деятельности рп. Листвянка. В течение всего исследуемого периода регистрировали превышения нормативов СанПиН в приустьевых участках рек Б. и М. Черемшанка.

Кроме того, воды рек Б. и М. Черемшанка постоянно привносят значительные количества фекальных бактерий в оз. Байкал, оказывая негативное воздействие на санитарно-бактериологическую обстановку прибрежной зоны.

Максимальные значения численности энтерококков и *E. coli* увеличились в р. Б. и М. Черемшанка по сравнению с 2015-2016 гг.

Таким образом, в настоящее время в рп. Листвянка как никогда назрела необходимость строительства эффективных очистных сооружений сточных бытовых вод.

Благодарности

Работа выполнена в рамках тем государственных заданий №0279-2021-0015 и №0279-2021-0014.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

ГОСТ 31942–2012. 2014. Международный стандарт. Вода. Отбор проб для микробиологического анализа. М: Стандартинформ.

Евстропьева О.В., Будаева Д.Г., Бардаш А.В. 2021. Туристско-рекреационное зонирование ЦЭЗ БПТ В: Атлас байкальский регион: общество и природа, Иркутск, С. 175–176.

Кравцова Л.С., Ижболдина Л.А., Ханаев И.В. и др. 2012. Нарушение вертикальной зональности зеленых водорослей в прибрежной части залива Лиственничный озера Байкал. Доклады Академии наук (Общая биология) 447(2): 227–229.

Мальник В.В., Штыкова Ю.Р., Сутурин А.Н. и др. 2019. Влияние населенных пунктов на санитарно-микробиологическое состояние малых притоков и прибрежных вод на примере залива Лиственничный (Южный Байкал). География и природные ресурсы 40 (4): 84–92. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2019-4(84-92)

Мальник В.В., Тимошкин О.А., Сутурин А.Н. и др. 2019. Антропогенные изменения гидрохимических и санитарно-микробиологических показателей качества воды в притоках южного Байкала (зал. Лиственничный). Водные ресурсы 46(5): 533–543. DOI: 10.31857/S0321-0596465533-543

МУК 4.2.3963–23. 2023. Бактериологические методы исследования воды. М: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора.

Подлесная Г.В., Галачьянц А.Д., Штыкова Ю.Р. и др. 2022. Санитарно-микробиологическая оценка качества воды залива Лиственничный в период экстремальной водности озера Байкал. География и природные ресурсы 43(5): 163–169. DOI: 10.15372/GIPR20220517

СанПиН 1.2.3685-21. 2021. «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

Тымчук С.Н., Ларин В.Е., Соколов Д.М. 2013. Наиболее значимые санитарно-микробиологические показатели оценки качества питьевой воды. Водоснабжение и санитарная техника 11: 8–15.

Фиалков В.А., Кузеванова Е.Н., Купчинский А.Б. 2023. История реконструкции и развития байкальского музея:

1993–2023 гг. В: Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Развитие жизни в процессе абиотических изменений на земле», С. 249. DOI: 10.24412/cl-34446-2023-4-249-258

Drucker V.V., Suslova M.Yu., Nebesnykh Yu.R. et al. 2023. Sanitary-bacteriological monitoring of water quality in Lake Baikal – from single/one-off studies to systematic annual expeditions. Limnology and Freshwater Biology 6: 164–179. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-6-164

Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2017. Current chemical composition of Lake Baikal water. Inland Waters 7(3): 250–258. DOI: 10.1080/20442041.2017.1329982

Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V. et al. 2014. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal. Great Lakes Research 40: 441–448.

Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Netsvetaeva O.G. 2024. Current assessment of nitrogen and phosphorus content in the river water and snow cover of the Southern Baikal basin. Limnology and Freshwater Biology 5: 1337–1356. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1337

Shtykova Yu.R., Suslova M.Yu., Drucker V.V. et al. 2019. Microbiological water quality of Lake Baikal: a review. Limnology and Freshwater Biology 2: 210–217. DOI: 10.31951/2658-3518-2019-A-2-210

Suslova M.Yu., Podlesnaya G.V., Zimens E.A. et al. 2022. Sanitary-microbiological characteristics of the coastal zone of Lake Baikal during the seasonal change in the lake level in 2022. Limnology and Freshwater Biology 6: 1724–1727. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-6-1724

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Studying the Genetic Potential of *Cytobacillus pseudoceanisediminis* from a Deep Subsurface Mineral Spring for the Synthesis of Biologically Active Substances

Yakhnenko A.*, Tarasov K., Kravchenko E.

International Intergovernmental Scientific Research Organization Joint Institute for Nuclear Research, 6 Joliot-Curie St, Dubna, 141980, Russia

ABSTRACT. Microorganisms are fundamental to global ecosystem functioning, playing crucial roles in biogeochemical cycles and producing diverse bioactive secondary metabolites. Extremophiles are promising sources of novel metabolites due to their adaptations to harsh environments. This study investigated the biosynthetic potential of the thermophilic, heavy metal-resistant bacterium *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^T, isolated from a deep subsurface mineral spring. Genomic analysis identified six biosynthetic gene clusters (BGCs): terpene-precursor, type III polyketide synthase (T3PKS), azole-containing RiPP-terpene, terpene, nonribosomal peptide synthetase (NRPS), and NRPS-independent (NI) siderophore. Comparative analysis revealed high homology (>95% identity) for five BGCs (T3PKS, RiPP-terpene, terpene, NRPS, NI-siderophore) with the marine sediment strain *C. pseudoceanisediminis* 2691 and related *Cytobacillus* species, indicating evolutionary conservation within the genus. The terpene-precursor cluster showed low homology (52.3% identity for core genes) and matched non-*Cytobacillus* species, suggesting potential horizontal gene transfer. Transcriptomic analysis under standard laboratory conditions (LB medium, 37°C) revealed constitutive expression (>90% of genes) for all BGCs except the NI-siderophore cluster (51.7% genes expressed). This constitutive expression suggests the basal importance of these metabolites for physiology or pre-adaptation to the native stressful environment and facilitates potential biotechnological exploitation. The presence of NRPS and siderophore clusters correlates with the strain's exceptional heavy metal resistance. This study highlights *C. pseudoceanisediminis* BNO^T as a source of conserved and potentially novel BGCs, with significant biotechnological potential, particularly for bioremediation. Future work should characterize the metabolites produced and investigate BGC expression under stress conditions.

Keywords: *Cytobacillus pseudoceanisediminis*, biosynthetic gene clusters, secondary metabolites, extremophiles, horizontal gene transfer, constitutive expression

For citation: Yakhnenko A., Tarasov K., Kravchenko E. Studying the Genetic Potential of *Cytobacillus pseudoceanisediminis* from a Deep Subsurface Mineral Spring for the Synthesis of Biologically Active Substances // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 907-918. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-907

1. Introduction

The functioning of global ecosystems, fundamental to life on Earth, is impossible without microorganisms. Their indispensable role is manifested in maintaining biogeochemical cycles, supporting food chains, and preserving the health of plants and animals (Bahram et al., 2018; Falkowski et al., 2008). Their metabolic capabilities, particularly the ability to degrade pollutants and produce biologically active compounds (secondary metabolites), are of key significance (Amina and Lotfi, 2024; Alamer et al., 2025). In nature, bacterial secondary metabolites facilitate ecological interactions as defensive or signaling molecules and enable adaptation to diverse habitats (Santana-Pereira et al., 2020; Pandey et al., 2021). Biologically active substances isolated from bacteria play a crucial role in medicine, agriculture, and industry. Currently, up to 80% of antibiotics used in medicine are derived from microorganisms (Newman and Cragg, 2016). Secondary metabolites are also employed as anticancer agents, immunomodulators, and antiparasitic drugs (Austin and Noel, 2003; Kamran et al., 2022; Gabriel et al., 2018), can bind divalent heavy metal cations, and

*Corresponding author.
E-mail address: yakhnenkoas@gmail.com (A. Yakhnenko)

Received: July 29, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

are used in bioremediation (Gomes et al., 2024). The majority of secondary metabolites produced by bacteria are synthesized by multi-enzyme complexes encoded by biosynthetic gene clusters (BGCs). These clusters are compact genetic loci comprising genes responsible for constructing the molecular carbon skeleton, its modification, and expression regulation (Austin and Noel, 2003). Whole-genome sequencing is the most advanced approach for identifying BGCs in microorganisms (Qiu et al., 2024). When complemented by transcriptomic analysis, it becomes possible to study the potential for secondary metabolite biosynthesis under laboratory conditions (Rabara et al., 2023). This approach will enable the discovery of new metabolic pathways, contributing to the development of more sustainable and eco-friendly technologies amid increasing environmental pressures.

The study and discovery of novel BGCs is highly relevant using extremophilic organisms, as survival in harsh environments necessitates specific adaptations. Consequently, secondary metabolites derived from extremophiles may be more stable in aggressive environments and hold promise for various biotechnological applications (Maccari et al., 2015; Mashakhetri et al., 2024; Amina and Lotfi, 2024).

Among representatives of the genus *Cytobacillus*, inhabiting a wide range of environmental conditions, including extreme ones, the ability to biosynthesize bioactive substances with potential for various biotechnological applications has been demonstrated. These include lipopeptide biosurfactants exhibiting antimicrobial activity against pathogenic fungi, identified in *Cytobacillus firmus* and *C. oceanisediminis* (Alyousif and Al-Luaibi, 2025). Also promising are *Cytobacillus kochii*, producing enzymes used in antiviral drug production (Setiawan et al., 2025), cepacian-degrading *Cytobacillus* sp. strain Dbc1 for combating pathogenic biofilms on medical devices (Ghosh et al., 2024), and *Cytobacillus* sp. Strain HMBC3, capable of degrading low-density polyethylene (Alamer et al., 2025). Among representatives of the genus *Cytobacillus*, *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^T, isolated from a deep subsurface mineral spring in an unused part of the underground tunnel of Baksan Neutrino Observatory INR RAS (Russia), stands out (Tarasov et al., 2022). It represents an interesting target for searching gene clusters involved in the synthesis of bioactive substances. Representatives of this species have also been isolated from marine sediments and microplastic particles in seawater (Lee et al., 2012; Wang et al., 2025). This strain is a Gram-positive aerobe, thriving at elevated temperatures (>40°C), demonstrating the ability to utilize C1 compounds as a carbon source, and exhibiting outstanding resistance to heavy metals, including lead, cadmium, and copper, making it promising for bioremediation and biotechnology (Tarasov et al., 2022).

The aim of this study is the comprehensive analysis of the genome and transcriptome of *C. pseudoceanisediminis* BNO^T to identify biosynthetic gene clusters (BGCs) for biologically active substances and to analyze the expression of genes within these clusters under laboratory conditions.

2. Materials and Methods

The search for gene clusters encoding bioactive substances was conducted using the AntiSMASH 8.0.1 service (Blin et al., 2025) in the genomes of *Cytobacillus pseudoceanisediminis* (BNO strain CP097349.1, 2691 strain NZ_CP015506.1, NCBI GenBank database).

The strain *C. pseudoceanisediminis* BNO^T, previously isolated from a hot subsurface mineral spring in an unused section of the BNO tunnel (Tarasov et al., 2022), was used for the experiment. It was cultured in liquid Miller's LB medium at 37°C and 160 rpm.

Transcripts belonging to the BGCs were identified as follows: 3 ml of an overnight culture of *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^T was diluted 10-fold with fresh medium in three replicates. After 3 hours, 10 ml was taken from each flask. Samples were centrifuged at 10,000 g for 5 minutes. Total RNA was immediately isolated from the pellet using TRIzol (Chomczynski, 1993). The RNA was treated with DNase. Libraries were prepared using the TruSeq Stranded Total RNA with Ribo-Zero kit (Illumina). Sequencing was performed on the Illumina NovaSeq 6000 platform (2 x 100 bp), generating 10 million reads per sample. Read demultiplexing was performed using Illumina bcl2fastq v2.20. Adapters were removed using Skewer v0.2.2 (Jiang et al., 2014). FASTQ file quality was assessed using FastQC v0.12 (Andrews, 2010) and MultiQC (Ewels et al., 2016). rRNA reads were removed using SortMeRNA v4.3.6. Low-quality reads were removed using Trimmomatic (Bolger et al., 2014). Reads were mapped to the *C. pseudoceanisediminis* reference genome using STAR (Dobin et al., 2013).

3. Results and Discussion

Six gene clusters for the biosynthesis of biologically active compounds were identified in the *C. pseudoceanisediminis* BNO genome (GenBank NCBI CP097349.1) (Table 1, Fig. 1).

1. **Terpene-precursor:** All 22 genes were constitutively expressed under laboratory conditions. ClusterBlast analysis revealed the highest match with an NRPS/NRPS-like cluster in *Enterococcus thailandicus* (Table 1). However, homology was low: only 8 out of 22 genes had >45% identity, with an average identity of 52.3% among these core genes. Other top hits included *Enterococcus faecium*, *Enterococcus lactis*, and *Ligilactobacillus salivarius*, with even lower homology levels. Terpenoids represent the most diverse class of secondary metabolites, encompassing over 70,000 compounds like vitamins, carotenoids, pheromones, and drugs with anticancer and antimalarial properties (Yamada et al., 2015; Kamran et al., 2022; Gabriel et al., 2018).
2. **Type III Polyketide Synthase (T3PKS) Cluster:** All 48 genes were constitutively expressed. ClusterBlast revealed high homology with several genomes, including *Bacillus* sp. (99.3% identity, 100% genes), *C. oceanisediminis* CK22 (99.3%), *C. oceanisediminis* YPW-V2 (99.29%), *C. firmus*

Table 1. BGCs identified in the *C. pseudoceanisediminis* BNO genome (CP097349.1).

Region	Type	From*	To*	ClusterBlast Best Hit (Accession)	% Identity	% Genes found	% Genes Expressed
1	terpene-precursor	125,567	146,457	*Enterococcus thailandicus* strain OF20-18ACA (NZ_JAQEWG010000001.1)	52.3	36.4	100%
2	T3PKS	324,152	365,233	*Bacillus* sp. (NZ_GL635752)	99.3	100	100%
3	azole-containing-RiPP-terpene	834,221	867,494	*Cytobacillus oceanisediminis* strain YPW-V2 (NZ_CP062790)	97.9	72.7	96.9%
4	terpene	3,092,376	3,114,268	*Cytobacillus oceanisediminis* strain 179-M (NZ_JAHHWV010000003)	97.4	100	95.4%
5	NRPS	3,330,009	3,385,692	*Cytobacillus pseudoceanisediminis* 2691 (NZ_CP015506)	98.75	96	96%
6	NI-siderophore	3,680,590	3,712,092	*Cytobacillus firmus* strain A88 (NZ_JANTPI010000022)	99.89	100	51.7%

Note: *Coordinates in genome CP097349.1 (GenBank NCBI)

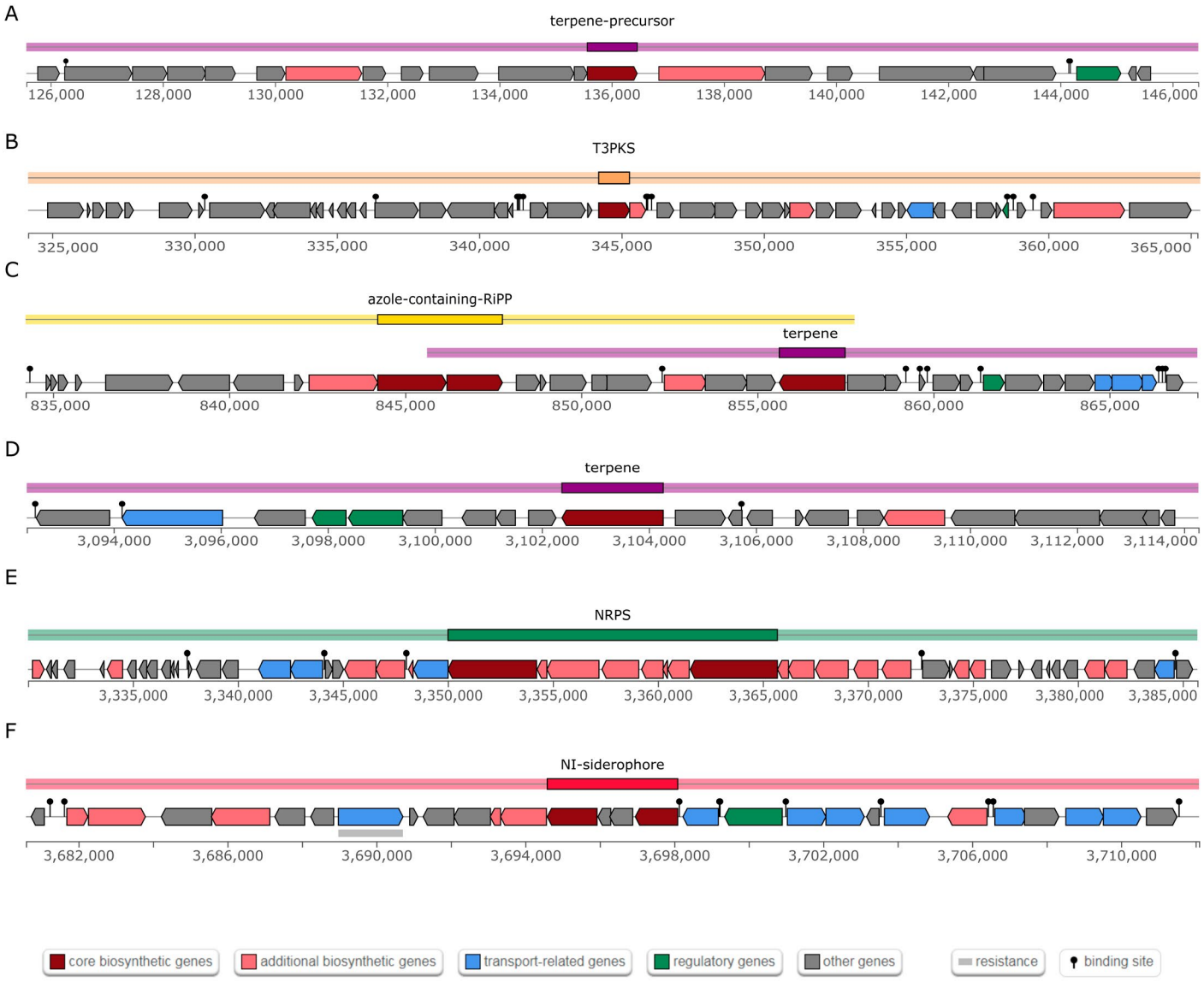


Fig.1. Schematic representation of the domain composition and organization of the identified BGCs: (A) terpene-precursor cluster, (B) T3PKS gene cluster, (C) azole-containing-RiPP and terpene gene cluster, (D) terpene gene cluster, (E) NRPS gene cluster, (F) NI-siderophore gene cluster. Legend: core biosynthetic genes | additional biosynthetic genes | transport-related genes | regulatory genes | other genes | resistance | binding site.

B12 (98.2%), and *C. pseudoceanisediminis* 2691 (99.3%, 98% genes). T3PKS enzymes are homodimeric ketosynthases producing diverse secondary metabolites, often precursors to flavonoids, cannabinoids, waxes, and alkaloids, found in plants, fungi, and bacteria (Katsuyama and Ohnishi, 2012; Bisht et al., 2021).

3. **Azole-containing-RiPP-Terpene Cluster:** 32 out of 33 genes were constitutively expressed. Top ClusterBlast hits were *C. oceanisediminis* YPW-V2 (97.9% identity, 72.7% genes), *C. oceanisediminis* 179-M (97.75%), *Bacillus* sp. 2_A_57_CT2 (97.7%), *C. oceanisediminis* CK22 (97.75%), and *C. firmus* A88 (97.9%). *C. pseudoceanisediminis* 2691 ranked 6th (97.85%, 72.7% genes). This cluster produces terpenes and azole-containing peptides (RiPPs). Azole-containing peptides exhibit antibacterial activity via mechanisms like enzyme inhibition, membrane disruption, and ribosomal targeting (Travin et al., 2019; Arnison et al., 2013; Pierrat and Maxwell, 2003; Molohon et al., 2016; Metelev et al., 2017).
4. **Terpene Cluster:** 21 out of 22 genes were constitutively expressed. Top ClusterBlast hits included *C. oceanisediminis* 179-M (97.4% identity, 100% genes), *C. oceanisediminis* CK22 (97.68%), *C. firmus* M41 (95.6%), *C. firmus* B12 (96.27%), and *C. pseudoceanisediminis* 2691 (97.45%).
5. **Nonribosomal Peptide Synthetase (NRPS) Cluster:** 49 out of 51 genes were constitutively expressed. Top ClusterBlast hits were *C. oceanisediminis* 2691 (98.75% identity, 96% genes), *C. firmus* A88 (99.3%, 94%), *C. firmus* B12 (97.39%, 84%), *C. firmus* M41 (97.76%, 84%), and *Bacillus cereus* VKM (63.52%, 49%). NRPSs are multi-enzyme complexes synthesizing diverse metabolites like siderophores, toxins, antibiotics, pigments, and biosurfactants, widely used in industry and bioremediation of heavy metals (Bushley and Turgeon, 2010; Wang et al., 2014; Sharma et al., 2022).
6. **NRPS-independent (NI) Siderophore Cluster:** 15 out of 29 genes (51.7%) were constitutively expressed. Top ClusterBlast hits showed very high homology: *C. firmus* A88 (99.89% identity, 100% genes), *C. pseudoceanisediminis* 2691 (99.79%), *C. oceanisediminis* CK22 (99.75%), *C. oceanisediminis* YPW-V2 (99.5%), and *Bacillus* sp. (99.5%). Siderophores are low-molecular-weight iron chelators vital for iron acquisition, regulated by environmental iron levels (Hider and Kong, 2010). They are used medically as antimicrobials and as "Trojan horses" to overcome antibiotic resistance (Górska et al., 2014). Some siderophores also bind heavy metal divalent cations, making them promising bioremediation agents (Hofmann et al., 2021; Gomes et al., 2024).

All identified BGCs in the *C. pseudoceanisediminis* BNO genome, except the terpene-precursor cluster, exhibit high homology (>95% identity) with another representative of this species, *Cytobacillus pseudoceanisediminis* 2691, isolated from marine sediments in South Korea (Jung et al., 2016). This indicates that these gene clusters are conserved within the *C. pseudoceanisediminis* species and likely play an important role in its core physiology or ecological niche, regardless of habitat, further supported by the constitutive expression of most cluster genes. These BGCs are not random acquisitions specific to one strain. High homology was also observed with species *Cytobacillus oceanisediminis*, *Cytobacillus firmus*, and *Bacillus* sp., suggesting a common evolutionary origin for these clusters within the *Cytobacillus* genus.

The terpene-precursor cluster showed extremely low homology (52.3% average identity for core genes) with database sequences. None of the top 5 ClusterBlast hits belonged to the genus *Cytobacillus*, suggesting potential horizontal gene transfer (HGT) of this cluster (Choufa et al., 2024) or extremely high variability within this DNA region.

For all gene clusters except the NI-siderophore cluster, constitutive expression of >90% of genes was demonstrated under standard laboratory conditions (LB medium, 37°C). This suggests the products of these gene clusters are important for the basal metabolism of *C. pseudoceanisediminis* BNO^T or represent part of its adaptation strategy for surviving potentially stressful conditions in its native ecological niche. The constitutive expression of BGC genes under laboratory conditions facilitates the isolation of target biosynthetic products and their potential biotechnological application. This area holds significant promise and requires further investigation. The question of changes in secondary metabolite biosynthesis gene expression under stress conditions remains open. The presence of NRPS and siderophore clusters correlates with the strain's documented heavy metal resistance (Tarasov et al., 2022), suggesting their involvement in metal chelation or detoxification.

4. Conclusions

The comprehensive genomic and transcriptomic analysis confirmed the presence of a conserved set of BGCs in the extremophilic strain *C. pseudoceanisediminis* BNO^T, whose genes are actively expressed under standard conditions, underscoring their potential importance for its physiology and adaptation. The constitutive expression facilitates potential biotechnological exploitation. The NRPS and siderophore clusters are likely linked to its exceptional heavy metal resistance. The terpene-precursor cluster represents a candidate for horizontal gene transfer. To further elucidate the potential of the identified BGCs, future work should analyze changes in gene expression under stress conditions (e.g., heavy metals, elevated temperature, C1 substrates) and isolate and characterize the biosynthetic products of these BGCs.

Acknowledgements

The study was supported by the Russian Science Foundation (RSF project no. 24-24-00003).

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Alamer N.J., Aldayel M.F., Khalifa A. 2025. Cytobacillus sp. Strain HMBC3 from Saudi Arabian Soil Degrades Low-Density Polyethylene. Journal of Microbiology and Biotechnology 6:35:e2409023. DOI: 10.4014/jmb.2409.09023

Amina M., Lotfi G. 2024. An Overview of Extremophile: Microbial Diversity, Adaptive Strategies, and Potential Applications. Microbiology and Biotechnology Letters 52: 520. DOI: 10.48022/mbl.2412.05020

Andrews S. 2010. FastQC A Quality Control tool for High Throughput Sequence Data. [Software]. URL: http://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/

Alyousif N., Al-Luaibi Y. 2025. Molecular Detection and Occurrence of Lipopeptide Biosurfactant Genes in Different Bacillus Related Species. Acta microbiologica bulgarica 41: 203–211. DOI: 10.59393/amb25410209

Arnison P.G., Bibb M.J., Bierbaum G. et al. 2013. Ribosomally synthesized and post-translationally modified peptide natural products: overview and recommendations for a universal nomenclature. Natural Product Reports 30: 108–160. DOI: 10.1039/c2np20085f

Austin M.B., Noel J.P. 2003. The chalcone synthase superfamily of type III polyketide synthases. Natural Product Reports 20(1): 79–110. DOI: 10.1039/b100917f PMID: 12636085

Bahram M., Hildebrand F., Forslund S.K. et al. 2018. Structure and function of the global topsoil microbiome. Nature 560: 233–237. DOI: 10.1038/s41586-018-0386-6

Bisht R., Bhattacharyya A., Shrivastava A. et al. 2021. An Overview of the Medicinally Important Plant Type III PKS Derived Polyketides. Frontiers in Plant Science 12: 746908. DOI: 10.3389/fpls.2021.746908

Blin K., Shaw S., Vader L. et al. 2025. antiSMASH 8.0: updates to the secondary metabolite genome mining pipeline. Nucleic Acids Research 53: 32–38. DOI: 10.1093/nar/gkaf334

Bolger A.M., Lohse M., Usadel B. 2014. Trimmomatic: a flexible trimmer for Illumina sequence data. Bioinformatics 30: 2114–2120. DOI: 10.1093/bioinformatics/btu170

Bushley K.E., Turgeon B.G. 2010. Phylogenomics reveals subfamilies of fungal nonribosomal peptide synthetases and their evolutionary relationships. BMC Evolutionary Biology 10: 26. DOI: 10.1186/1471-2148-10-26

Chomczynski P. 1993. A reagent for the single-step simultaneous isolation of RNA, DNA and proteins from cell and tissue samples. BioTechniques 15: 532–534.

Choufa C., Gascht P., Leblond H. et al. 2024. Conjugation Mediates Large-Scale Chromosomal Transfer in Streptomyces Driving Diversification of Antibiotic Biosynthetic Gene Clusters. Molecular Biology and Evolution 41: msae236. DOI: 10.1093/molbev/msae236

Dobin A., Davis C.A., Schlesinger F. et al. 2013. STAR: ultrafast universal RNA-seq aligner. Bioinformatics 29: 15–21. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts635

Ewels P., Magnusson M., Lundin S. et al. 2016. MultiQC: summarize analysis results for multiple tools and samples in a single report. Bioinformatics 32: 3047–3048. DOI: 10.1093/bioinformatics/btw354

Falkowski P.G., Fenchel T., DeLong E.F. 2008. The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. Science 320: 1034–1039. DOI: 10.1126/science.1153213

Gabriel H.B., Sussmann R.A.C., Kimura E.A. et al. 2018. Terpenes as Potential Antimalarial Drugs. In: Perveen S. (Ed.), Terpenes and Terpenoids. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.75108

Ghosh D., Seth M., Mondal P. et al. 2024. Cepacian degrading Cytobacillus sp. strain Dbc1 with anti-biofilm activity potentiating antibiotic efficacy against Burkholderia cepacia biofilm development. Journal of Environmental Biology 45: 25–35. DOI: 10.22438/jeb/45/1/MRN-5165

Gomes A.F.R., Almeida M.C., Sousa E. et al. 2024. Siderophores and metallophores: Metal complexation weapons to fight environmental pollution. Science of The Total Environment 932: 173044. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.173044

Górska A., Sloderbach A., Marszałł M.P. 2014. Siderophore–drug complexes: potential medicinal applications of the 'Trojan horse' strategy. Trends in Pharmacological Sciences 35: 442–449. DOI: 10.1016/j.tips.2014.06.007

Hider R.C., Kong X. 2010. Chemistry and biology of siderophores. Natural Product Reports 27: 637–657. DOI: 10.1039/b906679a

Hofmann M., Heine T., Malik L. et al. 2021. Screening for Microbial Metal-Chelating Siderophores for the Removal of Metal Ions from Solutions. Microorganisms 9: 111. DOI: 10.3390/microorganisms9010111

Jiang H., Lei R., Ding S.W. et al. 2014. Skewer: a fast and accurate adapter trimmer for next-generation sequencing paired-end reads. BMC Bioinformatics 15: 182. DOI: 10.1186/1471-2105-15-182

Jung J., Jeong H., Kim H.J. et al. 2016. Complete genome sequence of *Bacillus oceanisediminis* 2691, a reservoir of heavy-metal resistance genes. Marine Genomics 30: 73–76. DOI: 10.1016/j.margen.2016.07.002

Kamran S., Sinniah A., Abdulghani M.A.M. et al. 2022. Therapeutic Potential of Certain Terpenoids as Anticancer Agents: A Scoping Review. Cancers 14: 1100. DOI: 10.3390/cancers14051100

Katsuyama Y., Ohnishi Y. 2012. Type III Polyketide Synthases in Microorganisms. Methods in Enzymology 515: 359–377. DOI: 10.1016/B978-0-12-394290-6.00017-3

Lee Y.J., Lee S.J., Jeong H. et al. 2012. Draft genome sequence *Bacillus oceanisediminis* 2691. Journal of Bacteriology 194: 6351–6352. DOI: 10.1128/jb.01643-12

Maccari L., Sanguino L., Vogel T.M. et al. 2015. Snow and ice ecosystems: not so extreme. Research in Microbiology 166: 782–795. DOI: 10.1016/j.resmic.2015.09.002

Mashakhetri K., Aishwarya C., Prusty T. et al. 2024. Secondary Metabolites from Extremophiles. In: Shah M.P., Dey S. (Eds.), Trends in Biotechnology of Polyextremophiles. Cham: Springer. DOI: 10.1007/978-3-031-55032-4_8

Metelev M., Serebryakova M., Ghilarov D. et al. 2017. Klebsazolicin inhibits 70S ribosome by obstructing the peptide exit tunnel. Nature Chemical Biology 13: 1129–1136. DOI: 10.1038/nchembio.2480

Molohon K.J., Blair P.M., Park S. et al. 2016. Plantazolicin is an ultra-narrow spectrum antibiotic that targets the *Bacillus anthracis* membrane. ACS Infectious Diseases 2: 207–220. DOI: 10.1021/acsinfecdis.5b00115

Newman D.J., Cragg G.M. 2016. Natural Products as Sources of New Drugs from 1981 to 2014. Journal of Natural Products 79: 629–661. DOI: 10.1021/acs.jnatprod.5b01055

Pandey K.D., Patel A.K., Singh M. et al. 2021. Secondary metabolites from bacteria and viruses. In: Nayik G.A., Gull A. (Eds.), Natural Bioactive Compounds. Academic Press, pp. 19–40. DOI: 10.1016/B978-0-12-820655-3.00002-1

Pierrat O.A., Maxwell A. 2003. The action of the bacterial toxin microcin B17. Insight into the cleavage-religation reaction of DNA gyrase. Journal of Biological Chemistry 278: 35016–35023. DOI: 10.1074/jbc.M301370200

Qiu Z., Zhu Y., Zhang Q. et al. 2024. Unravelling biosynthesis and biodegradation potentials of microbial dark matters in hypersaline lakes. Environmental Science and Ecotechnology 20: 100359. DOI: 10.1016/j.ese.2023.100359

Rabara R.C., Kudithipudi C., Timko M.P. 2023. Identification of Terpene-Related Biosynthetic Gene Clusters in Tobacco through Computational-Based Genomic, Transcriptomic, and Metabolic Analyses. Agronomy 13: 1632. DOI: 10.3390/agronomy13061632

Santana-Pereira A.L.R., Sandoval-Powers M., Monsma S. et al. 2020. Discovery of Novel Biosynthetic Gene Cluster Diversity From a Soil Metagenomic Library. Frontiers in Microbiology 11: 585398. DOI: 10.3389/fmicb.2020.585398

Setiawan A., Amini M.K., Fidyandini H.P. et al. 2025. Environmental Effect on the Growth and Enzyme Activity of Fucoidanase-Producing Bacteria Cytobacillus kochii GSD. Jurnal Ilmiah Perikanan dan Kelautan 17: 438–452. DOI: 10.20473/jipk.v17i2.69263

Sharma P., Rekhi P., Debnath M. 2022. Removal of Heavy Metal by Biosurfactant Producing Novel Halophilic *Staphylococcus sciuri* subsp. *rodentium* Strain SE I Isolated from Sambhar Salt Lake. ChemistrySelect 7: e202202970. DOI: 10.1002/slct.202202970

Tarasov K., Yakhnenko A., Zarubin M. et al. 2022. *Cytobacillus pseudoceanisediminis* sp. nov., a novel facultative methylotrophic bacterium with high heavy metal resistance isolated from the deep underground saline spring. Current Microbiology 80: 31. DOI: 10.1007/s00284-022-03141-8

Travin D.Y., Watson Z.L., Metelev M. et al. 2019. Structure of ribosome-bound azole-modified peptide phazolicin rationalizes its species-specific mode of bacterial translation inhibition. Nature Communications 10: 4563. DOI: 10.1038/s41467-019-12589-5

Wang J., Liu R., Zhao S. et al. 2025. Construction of an efficient polystyrene-degrading microbial consortium based on degrading and nondegrading bacteria predominant in biofilms of marine plastic debris. Frontiers in Marine Science 12: 1569583. DOI: 10.3389/fmars.2025.1569583

Wang H., Fewer D.P., Holm L. et al. 2014. Atlas of nonribosomal peptide and polyketide biosynthetic pathways reveals common occurrence of nonmodular enzymes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111: 9259–9264. DOI: 10.1073/pnas.1401734111

Yamada Y., Kuzuyama T., Komatsu M. et al. 2015. Terpene synthases are widely distributed in bacteria. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112: 857–862. DOI: 10.1073/pnas.1422108112

Краткое сообщение

Изучение генетического потенциала *Cytobacillus pseudoceanisediminis* из глубокого подземного минерального источника для биосинтеза биологически активных веществ

Яхненко А.*, Тарасов К., Кравченко Е.

Международная межправительственная научно-исследовательская организация Объединенный институт ядерных исследований, ул. Жолио-Кюри, 6, г. Дубна, 141980, Россия

АННОТАЦИЯ. Микроорганизмы играют фундаментальную роль в функционировании глобальных экосистем, выполняя ключевые функции в биогеохимических циклах и продуцируя разнообразные биологически активные вторичные метаболиты. Экстремофилы представляют собой перспективные источники новых метаболитов благодаря их адаптации к агрессивным условиям окружающей среды. В данном исследовании изучался потенциал к биосинтезу вторичных метаболитов термофильной, устойчивой к тяжелым металлам бактерии *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^{T}, выделенной из глубокого подземного минерального источника. Геномный анализ выявил шесть биосинтетических кластеров генов (БКГ): предшественник терпена, поликетидсинтаза III типа (ПКС III типа), азолсодержащий РиПП-терпен, терпен, нерибосомная пептидсинтетаза (НРПС) и НРПС-независимый (НН) сидерофорный кластер. Сравнительный анализ показал высокую гомологию (>95% идентичности последовательностей) для пяти БКГ (ПКС III типа, РиПП-терпен, терпен, НРПС, НН-сидерофор) с морским штаммом *C. pseudoceanisediminis* 2691, выделенным из донных осадков, и родственными видами рода *Cytobacillus*, что указывает на эволюционную консервативность этих кластеров в пределах рода. Кластер предшественник терпена показал низкую гомологию (52,3% идентичности) и соответствовал видам, не относящимся к *Cytobacillus*, что предполагает возможность горизонтального переноса генов. Транскриптомный анализ в стандартных лабораторных условиях (среда LB, 37°C) выявил конститутивную экспрессию (>90% генов) для всех БКГ, за исключением кластера НН-сидерофора (экспрессируются 51,7% генов). Конститутивная экспрессия указывает на значимость данных метаболитов для базовой физиологии клетки или преадаптации к природной стрессовой среде и упрощает потенциальное применение продуктов биосинтеза. Наличие кластеров НРПС и сидерофора коррелирует с исключительной устойчивостью штамма к тяжелым металлам. Данное исследование подчеркивает перспективности использования штамма *C. pseudoceanisediminis* BNOт как источника консервативных и потенциально новых БКГ, обладающих значительным биотехнологическим потенциалом, в частности, для биоремедиации. В ходе дальнейших исследований планируется охарактеризовать продуцируемые метаболиты и исследовать экспрессию БКГ в стрессовых условиях.

Ключевые слова: *Cytobacillus pseudoceanisediminis*, биосинтетические кластеры генов, вторичные метаболиты, экстремофилы, горизонтальный перенос генов, конститутивная экспрессия

Для цитирования: Яхненко А., Тарасов К., Кравченко Е. Изучение генетического потенциала *Cytobacillus pseudoceanisediminis* из глубокого подземного минерального источника для биосинтеза биологически активных веществ // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 907-918. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-907

1. Введение

Функционирование глобальных экосистем, фундаментальное для жизни на Земле, невозможно без микроорганизмов. Их незаменимая роль проявляется в поддержании биогеохимических циклов, обеспечении пищевых цепей и сохранении здоровья растений и животных (Bahram et al., 2018; Falkowski et al., 2008). Метаболические возможности микроорганизмов, в частности способность к деградации загрязнителей и продуцированию биологически активных соединений (вторичных метаболитов),

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: yakhnenkoas@gmail.com (А. Яхненко)

Поступила: 29 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

имеют ключевое значение (Amina and Lotfi, 2024; Alamer et al., 2025). В природе бактериальные вторичные метаболиты осуществляют экологические взаимодействия, выступая в роли защитных или сигнальных молекул, и обеспечивают адаптацию к различным местообитаниям (Santana-Pereira et al., 2020; Pandey et al., 2021). Биологически активные вещества, выделенные из бактерий, играют решающую роль в медицине, сельском хозяйстве и промышленности. В настоящее время до 80% антибиотиков, используемых в медицине, получены из микроорганизмов (Newman and Cragg, 2016). Вторичные метаболиты также применяются в качестве противоопухолевых средств, иммуномодуляторов и противопаразитарных препаратов (Austin and Noel, 2003; Kamran et al., 2022; Gabriel et al., 2018), способны связывать двухвалентные катионы тяжелых металлов и используются в биоремедиации (Gomes et al., 2024). Большинство вторичных метаболитов, продуцируемых бактериями, синтезируются мультиферментными комплексами, кодируемыми биосинтетическими кластерами генов (БКГ). Эти кластеры представляют собой компактные генетические локусы, содержащие гены, ответственные за построение углеродного скелета молекулы, его модификацию и регуляцию экспрессии (Austin and Noel, 2003). Полногеномное секвенирование является наиболее передовым подходом для идентификации БКГ у микроорганизмов (Qiu et al., 2024). В сочетании с транскриптомным анализом появляется возможность изучать потенциал биосинтеза вторичных метаболитов в лабораторных условиях (Rabara et al., 2023). Этот подход позволит открывать новые метаболические пути, способствуя развитию более устойчивых и экологически безопасных технологий в условиях растущего экологического давления.

Изучение и открытие новых БКГ высоко актуально с использованием экстремофильных организмов, так как выживание в суровых условиях требует специфических адаптаций. Следовательно, вторичные метаболиты, полученные от экстремофилов, могут быть более стабильными в агрессивных средах и перспективны для различных биотехнологических применений (Maccari et al., 2015; Mashakhetri et al., 2024; Amina and Lotfi, 2024).

Среди представителей рода *Cytobacillus*, населяющих широкий спектр условий окружающей среды, включая экстремальные, продемонстрирована способность к биосинтезу биологически активных веществ с потенциалом для различных биотехнологических применений. К ним относятся липопептидные биосурфактанты, проявляющие антимикробную активность против патогенных грибов, идентифицированные у *Cytobacillus firmus* и *C. oceanisediminis* (Alyousif and Al-Luaibi, 2025). Также перспективны *Cytobacillus kochii*, продуцирующие ферменты, используемые в производстве противовирусных препаратов (Setiawan et al., 2025), разрушающий цепациан штамм *Cytobacillus* sp. Dbc1 для борьбы с патогенными биопленками на медицинских устройствах (Ghosh et al., 2024), и штамм *Cytobacillus* sp. HMBC3, способный к деградации полиэтилена низкой плотности (Alamer et al., 2025). Среди представителей рода *Cytobacillus* выделяется *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^T, выделенный из глубокого подземного минерального источника в неиспользуемой части подземного туннеля Баксанской нейтринной обсерватории ИЯИ РАН (Россия) (Tarasov et al., 2022). Он представляет собой интересную мишень для поиска генных кластеров, участвующих в синтезе биологически активных веществ. Представители этого вида также были выделены из морских осадков и частиц микропластика в морской воде (Lee et al., 2012; Wang et al., 2025). Этот штамм - грамположительный аэроб, обитающий при повышенных температурах (>40°C), демонстрирующий способность утилизировать C1-соединения в качестве источника углерода и проявляющий выдающуюся устойчивость к тяжелым металлам, включая свинец, кадмий и медь, что делает его перспективным для биоремедиации и биотехнологии (Tarasov et al., 2022).

Целью данного исследования является комплексный анализ генома и транскриптома *C. pseudoceanisediminis* BNO^T для идентификации биосинтетических кластеров генов (BGC) биологически активных веществ и анализа экспрессии генов в этих кластерах в лабораторных условиях.

2. Материалы и методы

Поиск генных кластеров, кодирующих биологически активные вещества, проводился с использованием сервиса AntiSMASH 8.0.1 (Blin et al., 2025) в геномах *Cytobacillus pseudoceanisediminis* (штамм BNO CP097349.1, штамм 2691 NZ_CP015506.1, база данных GenBank NCBI).

Для эксперимента использовали штамм *C. pseudoceanisediminis* BNO^T, ранее выделенный из горячего подземного минерального источника в неиспользуемом участке туннеля БНО (Tarasov et al., 2022). Его культивировали в жидкой среде Миллера LB при 37°C и 160 об/мин.

Транскрипты, принадлежащие БКГ, идентифицировали следующим образом: 3 мл ночной культуры *Cytobacillus pseudoceanisediminis* BNO^T разбавляли в 10 раз свежей средой в трех повторностях. Через 3 часа из каждой колбы отбирали по 10 мл. Образцы центрифугировали при 10 000 g в течение 5 минут. Тотальную РНК немедленно выделяли из осадка с использованием TRIzol (Chomczynski, 1993). РНК обрабатывали ДНКазой. Библиотеки готовили с использованием набора TruSeq Stranded Total RNA with Ribo-Zero (Illumina). Секвенирование проводили на платформе Illumina NovaSeq 6000 (2 x 100 bp), генерируя 10 миллионов ридов на образец. Демультиплексирование ридов выполняли с использованием Illumina bcl2fastq v2.20. Адаптеры удаляли с помощью Skewer v0.2.2 (Jiang et al., 2014). Качество FASTQ файлов оценивали с помощью FastQC v0.12 (Andrews, 2010) и MultiQC (Ewels et al., 2016). Рибосомные РНК (рРНК) удаляли с помощью SortMeRNA v4.3.6. Низкокачественные риды удаляли с помощью Trimmomatic (Bolger

et al., 2014). Риды картировали на референсный геном *C. pseudoceanisediminis* с использованием STAR (Dobin et al., 2013).

3. Результаты и обсуждение

В геноме *C. pseudoceanisediminis* BNO (GenBank NCBI CP097349.1) идентифицировано шесть генных кластеров биосинтеза биологически активных соединений (Таблица 1, Рис. 1).

1. **Предшественник терпена:** Все 22 гена экспрессировались конститутивно в лабораторных условиях. Анализ ClusterBlast выявил наилучшее соответствие с кластером НРПС/НРПС-подобного типа у *Enterococcus thailandicus* (Таблица 1). Однако гомология была низкой: только 8 из 22 генов имели >45% идентичности, со средней идентичностью 52.3% среди этих генов. Другие лучшие совпадения включали *Enterococcus faecium*, *Enterococcus lactis* и *Ligilactobacillus salivarius* с еще более низким уровнем гомологии. Терпеноиды представляют собой наиболее разнообразный класс вторичных метаболитов, включающий более 70 000 соединений, таких как витамины, каротиноиды, феромоны и лекарственные средства с противоопухолевыми и противомалярийными свойствами (Yamada et al., 2015; Kamran et al., 2022; Gabriel et al., 2018).
2. **Кластер типа III поликетидсинтазы (ПКС III):** Все 48 генов экспрессировались конститутивно. ClusterBlast выявил высокую гомологию с несколькими геномами, включая *Bacillus* sp. (99.3% идентичности, 100% генов), *C. oceanisediminis* CK22 (99.3%), *C. oceanisediminis* YPW-V2 (99.29%), *C. firmus* B12 (98.2%) и *C. pseudoceanisediminis* 2691 (99.3%, 98% генов). Ферменты ПКС III представляют собой гомодимерные кетосинтазы, продуцирующие разнообразные вторичные метаболиты, часто являющиеся предшественниками флавоноидов, каннабиноидов, восков и алкалоидов, встречающихся у растений, грибов и бактерий (Katsuyama and Ohnishi, 2012; Bisht et al., 2021).
3. **Азол-содержащий-РиПП-Терпеновый кластер:** 32 из 33 генов экспрессировались конститутивно. Лучшие совпадения по ClusterBlast: *C. oceanisediminis* YPW-V2 (97.9% идентичности, 72.7% генов), *C. oceanisediminis* 179-M (97.75%), *Bacillus* sp. 2_A_57_CT2 (97.7%), *C. oceanisediminis* CK22 (97.75%) и *C. firmus* A88 (97.9%). *C. pseudoceanisediminis* 2691 занял 6-е место (97.85%, 72.7% генов). Этот кластер продуцирует терпены и азол-содержащие пептиды (РиППы). Азол-содержащие пептиды проявляют антибактериальную активность посредством таких механизмов, как ингибирование ферментов, нарушение целостности мембраны и воздействие на рибосомы (Travin et al., 2019; Arnison et al., 2013; Pierrat and Maxwell, 2003; Molohon et al., 2016; Metelev et al., 2017).
4. **Терпеновый кластер:** 21 из 22 генов экспрессировался конститутивно. Лучшие совпадения по ClusterBlast включали *C. oceanisediminis* 179-M (97.4% идентичности, 100% генов), *C. oceanisediminis* CK22 (97.68%), *C. firmus* M41 (95.6%), *C. firmus* B12 (96.27%) и *C. pseudoceanisediminis* 2691 (97.45%).
5. **Кластер нерибосомной пептид синтетазы (НРПС):** 49 из 51 генов экспрессировались конститутивно. Лучшие совпадения по ClusterBlast: *C. oceanisediminis* 2691 (98.75% идентичности, 96% генов), *C. firmus* A88 (99.3%, 94%), *C. firmus* B12 (97.39%, 84%), *C. firmus* M41 (97.76%, 84%) и *Bacillus cereus* VKM (63.52%, 49%). НРПС представляют собой мультиферментные комплексы, синтезирующие разнообразные метаболиты, такие как сидерофоры, токсины, антибиотики, пигменты и биосурфактанты, широко используемые в промышленности и биоремедиации тяжелых металлов (Bushley and Turgeon, 2010; Wang et al., 2014; Sharma et al., 2022).
6. **НРПС-независимый (НН) сидерофорный кластер:** 15 из 29 генов (51.7%) экспрессировались конститутивно. Лучшие совпадения по ClusterBlast показали очень высокую гомологию: *C. firmus* A88 (99.89% идентичности, 100% генов), *C. pseudoceanisediminis 2691* (99.79%), *C. oceanisediminis* CK22 (99.75%), *C. oceanisediminis* YPW-V2 (99.5%) и *Bacillus* sp. (99.5%). Сидерофоры представляют собой низкомолекулярные хелаторы железа, жизненно важные для его усвоения, регуляция которых зависит от уровня железа в окружающей среде (Hider and Kong, 2010). Они используются в медицине в качестве антимикробных средств и как «Троянские кони» для преодоления антибиотикорезистентности (Górska et al., 2014). Некоторые сидерофоры также связывают двухвалентные катионы тяжелых металлов, что делает их перспективными агентами для биоремедиации (Hofmann et al., 2021; Gomes et al., 2024).

Все идентифицированные БКГ в геноме *C. pseudoceanisediminis* BNO^{T}, за исключением кластера предшественника терпена, демонстрируют высокую гомологию (>95% идентичности) с другим представителем этого вида, *Cytobacillus pseudoceanisediminis* 2691, выделенным из морских осадков в Южной Корее (Jung et al., 2016). Это указывает на то, что эти генные кластеры консервативны в пределах вида *C. pseudoceanisediminis* и, вероятно, играют важную роль в его базовой физиологии или экологической нише, независимо от местообитания, что дополнительно подтверждается конститутивной экспрессией большинства генов кластера. Эти БКГ не являются случайными приобретениями, специфичными для одного штамма. Высокая гомология также наблюдалась с видами *Cytobacillus oceanisediminis*, *Cytobacillus firmus* и *Bacillus* sp., что предполагает общее эволюционное происхождение этих кластеров в пределах рода *Cytobacillus*.

Таблица 1. БГК, выявленные в геноме *C. pseudoceanisediminis* BNO^{T} (CP097349.1).

Кластер	Тип	От*	До*	Лучшие совпадения ClusterBlast (Номер доступа)	% идентичности	% найденных генов	% экспрессирующихся генов
1	Предшественник терпена	125,567	146,457	*Enterococcus thailandicus* strain OF20-18ACA (NZ_JAQEWG010000001.1)	52.3	36.4	100%
2	ПКС III	324,152	365,233	*Bacillus* sp. (NZ_GL635752)	99.3	100	100%
3	Азол-содержащий-РиПП-терпен	834,221	867,494	*Cytobacillus oceanisediminis* strain YPW-V2 (NZ_CP062790)	97.9	72.7	96.9%
4	Терпен	3,092,376	3,114,268	*Cytobacillus oceanisediminis* strain 179-M (NZ_JAHHWV010000003)	97.4	100	95.4%
5	НРПС	3,330,009	3,385,692	*Cytobacillus pseudoceanisediminis* 2691 (NZ_CP015506)	98.75	96	96%
6	НН-сидерофор	3,680,590	3,712,092	*Cytobacillus firmus* strain A88 (NZ_JANTPI010000022)	99.89	100	51.7%

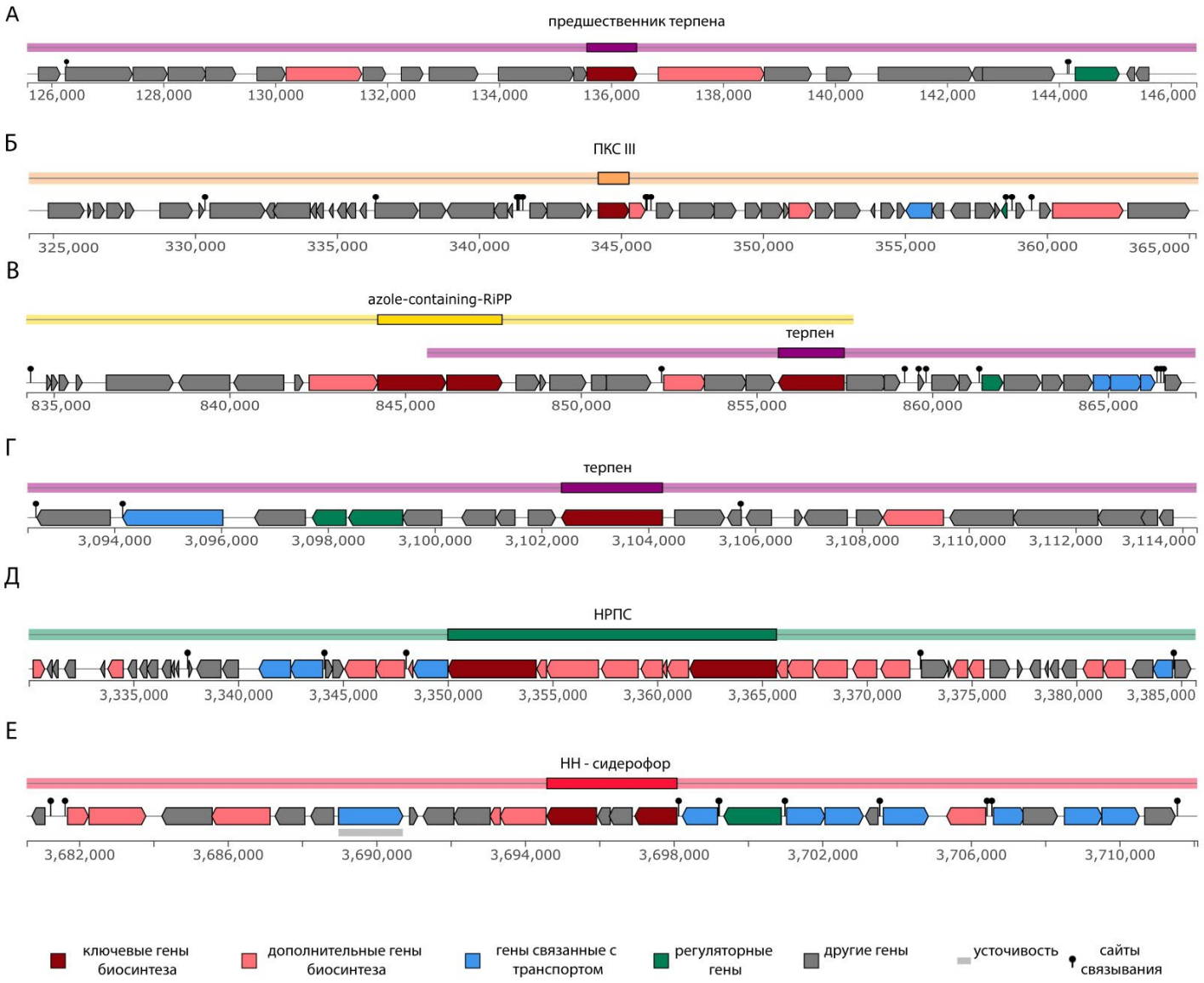


Рис.1. Схематическое представление доменной композиции и организации идентифицированных БКГ: (A) генный кластер предшественника терпена, (B) генный кластер ПКС III, (C) генный кластер азол-содержащего-РИПП и терпена, (D) генный кластер терпена, (E) генный кластер НРПС, (F) генный кластер НН-сидерофора. Легенда: ключевые биосинтетические гены | дополнительные биосинтетические гены | гены, связанные с транспортом | регуляторные гены | другие гены | устойчивость | сайт связывания.

Кластер синтеза предшественника терпена показал чрезвычайно низкую гомологию (52.3% средней идентичности для ключевых генов) с последовательностями в базе данных. Ни один из топ-5 совпадений ClusterBlast не принадлежал к роду *Cytobacillus*, что предполагает потенциальный горизонтальный перенос генов (ГПГ) этого кластера (Choufa et al., 2024) или чрезвычайно высокую вариабельность в данной области ДНК.

Для всех генных кластеров, за исключением кластера НН-сидерофора, продемонстрирована конститутивная экспрессия >90% генов в стандартных лабораторных условиях (среда LB, 37°C). Это позволяет предположить, что продукты этих генных кластеров важны для базового метаболизма *C. pseudoceanisediminis* BNO^T или являются частью его стратегии адаптации для выживания в потенциально стрессовых условиях его нативной экологической ниши. Конститутивная экспрессия генов БКГ в лабораторных условиях облегчает выделение целевых продуктов биосинтеза и их потенциальное биотехнологическое применение. Эта область обладает значительным потенциалом и требует дальнейшего исследования. Вопрос об изменениях в экспрессии генов биосинтеза вторичных метаболитов в условиях стресса остается открытым. Присутствие кластеров НРПС и сидерофора коррелирует с показанной ранее устойчивостью штамма к тяжелым металлам (Tarasov et al., 2022), что предполагает вовлеченность продуктов биосинтеза в хелатирование или детоксикацию металлов.

4. Выводы

Комплексный геномный и транскриптомный анализ подтвердил наличие консервативного набора БКГ у экстремофильного штамма *C. pseudoceanisediminis* BNO^T, гены которого активно экспрессируются в стандартных условиях, подчеркивая их потенциальную важность для его физиологии и адаптации. Конститутивная экспрессия облегчает потенциальное биотехнологическое использование. Кластеры НРПС и сидерофора, вероятно, связаны с его исключительной устойчивостью к тяжелым металлам. Кластер предшественника терпена потенциально является результатом горизонтального переноса генов. Для дальнейшего выяснения потенциала идентифицированных БКГ будущая работа должна включать анализ изменений экспрессии генов в условиях стресса (например, тяжелые металлы, повышенная температура, C1-субстраты), а также выделение и характеристику биосинтетических продуктов выявленных БКГ.

Благодарности

Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (проект РНФ № 24-24-00003).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Alamer N.J., Aldayel M.F., Khalifa A. 2025. Cytobacillus sp. Strain HMBC3 from Saudi Arabian Soil Degrades Low-Density Polyethylene. Journal of Microbiology and Biotechnology 6:35:e2409023. DOI: 10.4014/jmb.2409.09023

Amina M., Lotfi G. 2024. An Overview of Extremophile: Microbial Diversity, Adaptive Strategies, and Potential Applications. Microbiology and Biotechnology Letters 52: 520. DOI: 10.48022/mbl.2412.05020

Andrews S. 2010. FastQC A Quality Control tool for High Throughput Sequence Data. [Software]. URL: http://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/

Alyousif N., Al-Luaibi Y. 2025. Molecular Detection and Occurrence of Lipopeptide Biosurfactant Genes in Different Bacillus Related Species. Acta microbiologica bulgarica 41: 203–211. DOI: 10.59393/amb25410209

Arnison P.G., Bibb M.J., Bierbaum G. et al. 2013. Ribosomally synthesized and post-translationally modified peptide natural products: overview and recommendations for a universal nomenclature. Natural Product Reports 30: 108–160. DOI: 10.1039/c2np20085f

Austin M.B., Noel J.P. 2003. The chalcone synthase superfamily of type III polyketide synthases. Natural Product Reports 20(1): 79–110. DOI: 10.1039/b100917f PMID: 12636085

Bahram M., Hildebrand F., Forslund S.K. et al. 2018. Structure and function of the global topsoil microbiome. Nature 560: 233–237. DOI: 10.1038/s41586-018-0386-6

Bisht R., Bhattacharyya A., Shrivastava A. et al. 2021. An Overview of the Medicinally Important Plant Type III PKS Derived Polyketides. Frontiers in Plant Science 12: 746908. DOI: 10.3389/fpls.2021.746908

Blin K., Shaw S., Vader L. et al. 2025. antiSMASH 8.0: updates to the secondary metabolite genome mining pipeline. Nucleic Acids Research 53: 32–38. DOI: 10.1093/nar/gkaf334

Bolger A.M., Lohse M., Usadel B. 2014. Trimmomatic: a flexible trimmer for Illumina sequence data. Bioinformatics 30: 2114–2120. DOI: 10.1093/bioinformatics/btu170

Bushley K.E., Turgeon B.G. 2010. Phylogenomics reveals subfamilies of fungal nonribosomal peptide synthetases and their evolutionary relationships. BMC Evolutionary Biology 10: 26. DOI: 10.1186/1471-2148-10-26

Chomczynski P. 1993. A reagent for the single-step simultaneous isolation of RNA, DNA and proteins from cell and tissue samples. BioTechniques 15: 532–534.

Choufa C., Gascht P., Leblond H. et al. 2024. Conjugation Mediates Large-Scale Chromosomal Transfer in Streptomyces Driving Diversification of Antibiotic Biosynthetic Gene Clusters. Molecular Biology and Evolution 41: msae236. DOI: 10.1093/molbev/msae236

Dobin A., Davis C.A., Schlesinger F. et al. 2013. STAR: ultrafast universal RNA-seq aligner. Bioinformatics 29: 15–21. DOI: 10.1093/bioinformatics/bts635

Ewels P., Magnusson M., Lundin S. et al. 2016. MultiQC: summarize analysis results for multiple tools and samples in a single report. Bioinformatics 32: 3047–3048. DOI: 10.1093/bioinformatics/btw354

Falkowski P.G., Fenchel T., DeLong E.F. 2008. The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. Science 320: 1034–1039. DOI: 10.1126/science.1153213

Gabriel H.B., Sussmann R.A.C., Kimura E.A. et al. 2018. Terpenes as Potential Antimalarial Drugs. In: Perveen S. (Ed.), Terpenes and Terpenoids. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.75108

Ghosh D., Seth M., Mondal P. et al. 2024. Cepacian degrading Cytobacillus sp. strain Dbc1 with anti-biofilm activity potentiating antibiotic efficacy against Burkholderia cepacia biofilm development. Journal of Environmental Biology 45: 25–35. DOI: 10.22438/jeb/45/1/MRN-5165

Gomes A.F.R., Almeida M.C., Sousa E. et al. 2024. Siderophores and metallophores: Metal complexation weapons to fight environmental pollution. Science of The Total Environment 932: 173044. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.173044

Górska A., Sloderbach A., Marszałł M.P. 2014. Siderophore–drug complexes: potential medicinal applications of the 'Trojan horse' strategy. Trends in Pharmacological Sciences 35: 442–449. DOI: 10.1016/j.tips.2014.06.007

Hider R.C., Kong X. 2010. Chemistry and biology of siderophores. Natural Product Reports 27: 637–657. DOI: 10.1039/b906679a

Hofmann M., Heine T., Malik L. et al. 2021. Screening for Microbial Metal-Chelating Siderophores for the Removal of Metal Ions from Solutions. Microorganisms 9: 111. DOI: 10.3390/microorganisms9010111

Jiang H., Lei R., Ding S.W. et al. 2014. Skewer: a fast and accurate adapter trimmer for next-generation sequencing paired-end reads. BMC Bioinformatics 15: 182. DOI: 10.1186/1471-2105-15-182

Jung J., Jeong H., Kim H.J. et al. 2016. Complete genome sequence of *Bacillus oceanisediminis* 2691, a reservoir of heavy-metal resistance genes. Marine Genomics 30: 73–76. DOI: 10.1016/j.margen.2016.07.002

Kamran S., Sinniah A., Abdulghani M.A.M. et al. 2022. Therapeutic Potential of Certain Terpenoids as Anticancer Agents: A Scoping Review. Cancers 14: 1100. DOI: 10.3390/cancers14051100

Katsuyama Y., Ohnishi Y. 2012. Type III Polyketide Synthases in Microorganisms. Methods in Enzymology 515: 359–377. DOI: 10.1016/B978-0-12-394290-6.00017-3

Lee Y.J., Lee S.J., Jeong H. et al. 2012. Draft genome sequence *Bacillus oceanisediminis* 2691. Journal of Bacteriology 194: 6351–6352. DOI: 10.1128/jb.01643-12

Maccari L., Sanguino L., Vogel T.M. et al. 2015. Snow and ice ecosystems: not so extreme. Research in Microbiology 166: 782–795. DOI: 10.1016/j.resmic.2015.09.002

Mashakhetri K., Aishwarya C., Prusty T. et al. 2024. Secondary Metabolites from Extremophiles. In: Shah M.P., Dey S. (Eds.), Trends in Biotechnology of Polyextremophiles. Cham: Springer. DOI: 10.1007/978-3-031-55032-4 8

Metelev M., Serebryakova M., Ghilarov D. et al. 2017. Klebsazolicin inhibits 70S ribosome by obstructing the peptide exit tunnel. Nature Chemical Biology 13: 1129–1136. DOI: 10.1038/nchembio.2480

Molohon K.J., Blair P.M., Park S. et al. 2016. Plantazolicin is an ultra-narrow spectrum antibiotic that targets the *Bacillus anthracis* membrane. ACS Infectious Diseases 2: 207–220. DOI: 10.1021/acsinfecdis.5b00115

Newman D.J., Cragg G.M. 2016. Natural Products as Sources of New Drugs from 1981 to 2014. Journal of Natural Products 79: 629–661. DOI: 10.1021/acs.jnatprod.5b01055

Pandey K.D., Patel A.K., Singh M. et al. 2021. Secondary metabolites from bacteria and viruses. In: Nayik G.A., Gull A. (Eds.), Natural Bioactive Compounds. Academic Press, pp. 19–40. DOI: 10.1016/B978-0-12-820655-3.00002-1

Pierrat O.A., Maxwell A. 2003. The action of the bacterial toxin microcin B17. Insight into the cleavage-religation reaction of DNA gyrase. Journal of Biological Chemistry 278: 35016–35023. DOI: 10.1074/jbc.M301370200

Qiu Z., Zhu Y., Zhang Q. et al. 2024. Unravelling biosynthesis and biodegradation potentials of microbial dark matters in hypersaline lakes. Environmental Science and Ecotechnology 20: 100359. DOI: 10.1016/j.ese.2023.100359

Rabara R.C., Kudithipudi C., Timko M.P. 2023. Identification of Terpene-Related Biosynthetic Gene Clusters in Tobacco through Computational-Based Genomic, Transcriptomic, and Metabolic Analyses. Agronomy 13: 1632. DOI: 10.3390/agronomy13061632

Santana-Pereira A.L.R., Sandoval-Powers M., Monsma S. et al. 2020. Discovery of Novel Biosynthetic Gene Cluster Diversity From a Soil Metagenomic Library. Frontiers in Microbiology 11: 585398. DOI: 10.3389/fmicb.2020.585398

Setiawan A., Amini M.K., Fidyandini H.P. et al. 2025. Environmental Effect on the Growth and Enzyme Activity of Fucoidanase-Producing Bacteria Cytobacillus kochii GSD. Jurnal Ilmiah Perikanan dan Kelautan 17: 438–452. DOI: 10.20473/jipk.v17i2.69263

Sharma P., Rekhi P., Debnath M. 2022. Removal of Heavy Metal by Biosurfactant Producing Novel Halophilic *Staphylococcus sciuri* subsp. *rodentium* Strain SE I Isolated from Sambhar Salt Lake. ChemistrySelect 7: e202202970. DOI: 10.1002/slct.202202970

Tarasov K., Yakhnenko A., Zarubin M. et al. 2022. *Cytobacillus pseudoceanisediminis* sp. nov., a novel facultative methylotrophic bacterium with high heavy metal resistance isolated from the deep underground saline spring. Current Microbiology 80: 31. DOI: 10.1007/s00284-022-03141-8

Travin D.Y., Watson Z.L., Metelev M. et al. 2019. Structure of ribosome-bound azole-modified peptide phazolicin rationalizes its species-specific mode of bacterial translation inhibition. Nature Communications 10: 4563. DOI: 10.1038/s41467-019-12589-5

Wang J., Liu R., Zhao S. et al. 2025. Construction of an efficient polystyrene-degrading microbial consortium based on degrading and nondegrading bacteria predominant in biofilms of marine plastic debris. Frontiers in Marine Science 12: 1569583. DOI: 10.3389/fmars.2025.1569583

Wang H., Fewer D.P., Holm L. et al. 2014. Atlas of nonribosomal peptide and polyketide biosynthetic pathways reveals common occurrence of nonmodular enzymes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111: 9259–9264. DOI: 10.1073/pnas.1401734111

Yamada Y., Kuzuyama T., Komatsu M. et al. 2015. Terpene synthases are widely distributed in bacteria. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112: 857–862. DOI: 10.1073/pnas.1422108112

Hydrochemical and hydrobiological investigations of the Upper Angara River and of its tributaries

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Tomberg I.V.*, Stepanova O.G., Vorobyova S.S., Suslova M.Yu.

Limnological Institute of the RAS Siberian Branch, 3, Ulan-Batorskaya st., Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. We have presented the results of hydrochemical and hydrobiological investigations performed in the Upper Angara R. basin and at North Baikal tributaries. A 4-fold increase of mineralization in the Upper Angara R. water from sources to inflow was found out due to income of tributaries waters with a high mineralization. Compared to previous investigations, we registered enrichment of waters in the investigated water flows with trace elements. Increase of normative by copper, molybdenum, iron and manganese was registered in water of some rivers. Determination of microorganisms sanitary groups showed a trend to improvement of riverine waters quality.

Keywords: Upper Angara R. and tributaries, ion composition, biogenic elements, trace elements, phytoplankton, sanitary-indicatory microorganisms

For citation: Tomberg I.V., Stepanova O.G., Vorobyova S.S., Suslova M.Yu. Hydrochemical and hydrobiological investigations of the Upper Angara River and of its tributaries // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 919-936. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-919

1. Introduction

The Upper Angara River is the second Lake Baikal tributary by water content, 438 km long, starts at Delyun-Uran Ridge and finishes with a delta in the northern part of the lake. One of main water flows pollution sources in the Upper Angara R. basin is a railway branch of Baikal-Amur Mainline (BAM) and a parallel motor road, within water catchment area it is >250 km long. In April of 2021, according the Government Statement №1100-p (http://government.ru/docs/42120/), activities for BAM widening are initiated. It is planned within the project to construct the second branch of the viaduct, this previews extraction of stones and sand-gravel mixture for dumping, construction of bridges through water flows; all this results in the increase of anthropogenic charge in the Upper Angara R. basin (Fig. 1).

Investigations performed by the Limnological Institute within a budgetary project in 2012 showed a non-satisfactory water quality in Upper Angara R. and in its tributaries by microbiological parameters; this was probably due to the income of household wastes from the settlements into the rivers. However, during last 12 years, the population living on the territory of the Upper Angara R. water catchment basin decreased practically by 1/3 (Table 1), this fact allows to expect an improvement of sanitary-microbiological situation and of water quality in water flows.

*Corresponding author.
E-mail address: kaktus@lin.irk.ru (I.V. Tomberg)

Received: July 25, 2025; ***Accepted:*** August 15, 2025;
Available online: August 31, 2025

Dangerous toxicants incoming into riverbeds due to human economic activity are heavy metals (Fe, Cu, Zn, etc.). One of sources of microcomponents income into the rivers of North Baikal may be Kholodnaya deposit of polymetallic ores, which is not exploited at present and is mothballed. Besides, gold is mined in the upper reach of tributaries (the Kotera R.). Investigations performed in 2012 showed MPC exceed of copper in waters of the Upper Angara and Rel' Rivers, in the Kholodnaya and Tyya Rivers waters microelements concentrations were inconsiderable and did not exceed maximal permissible concentrations for water body of fishery importance (Order of Ministry of Agriculture…, 2016).

Table 1. Abundance of population (humans) inhabiting the territory of the Upper Angara River water catchment basin (https://ru.wikipedia.org/wiki/Северо-Байкальский район)

Settlement	2012	2024
Novy Uoyan uts	3835	2660
Kichera uts	1321	851
Angoya settl.	662	524
Verkhnyaya Zaimka settl.	618	478
Kumora settl.	536	391
Yanchukan uts	362	230
Uoyan settl.	325	274
Total	7659	5408

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Fig.1. Construction of BAM second branch in the Upper Angara River basin, July of 2024.

One more source impacting not only dynamics of northern rivers water outflow but also chemicals content in tributaries water is melting-out of ice in degrading permafrost rocks (Tomberg et al., 2024). This result in income of large amount of terrigenous material enriched with organic matter into river beds (Fig. 2).

All these factors suggest the necessity to perform regular investigations for water quality assessment both in the Upper Angara R. basin and in water catchment basins of other North Baikal tributaries.

The aim of the investigation was to analyze modern chemical composition of waters in the Upper Angara River and in its tributaries, to investigate abundance, biomass and species diversity of phyto-and bacterioplankton, to assess waters quality by chemical and microbiological parameters.

2. Materials and methods

In July of 2024, water was sampled from the Upper Angara R. on three sites along the river: U.A.1 – river upper reach, ca. in 350 km from the mouth; U.A.2 – middle part of the river near Novy Uoyan uts, ca. in 130 from the mouth; U.A.3 – a mouth area near Bol'shaya Zaimka settl., ca. 18 km from the mouth. We also sampled for the investigation water from five tributaries of the Upper Angara River – the Angarakan, Yanchukan, Yanchuy, Gonkuli and Kotera. Besides, we took samples in mouth sites of Lake Baikal tributaries – the Kichera, Kholodnaya, Tyya and Rel' Rivers (Fig. 3). Investigations of July, 2012 were performed in a similar way and allowed not only to determine chemical and biological parameters in riverine water supplying into Lake Baikal up to 20% of water but also to compare actual data with ones obtained 12 years ago.

Water chemical composition was determined by methods approved for freshwater hydrochemistry (Baram et al., 1999; Guide…, 2009). Total nitrogen, phosphorus and organic matter content was determined in non-filtered samples, for major ions and biogenic elements determination the samples were filtered through membrane filters with pores diameter of 0.45 μm. Biogenic elements concentrations were measured using a spectrophotometer UNICO-2100 (USA): nitrites with Griess reagent, nitrates – with sodium salicylate, ammonia-nitrogen – by indophenol method, phosphates – by Denije-Atkins method with tin chloride as reducing agent. To determine silicic acid, we used a



Fig.2. Melting-out of permafrost in the bed of the Upper Angara R. (area of Verkhnyaya Zaimka settl.) at low water content of the river, October of 2015.

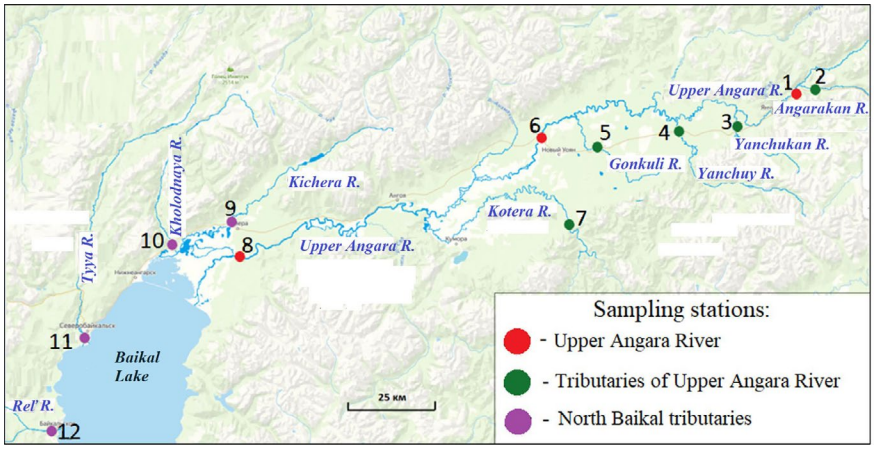


Fig.3. Sampling scheme, July of 2024. Stations: 1 – the Upper Angara R. below the inflow of the Angarakan R. (U.A.1), 2 – the Angarakan R., 3 – the Yanchukan R., 4 – the Yanchuy R., 5 – the Gonkuli R., 6 – the Upper Angara R. below Novy Uoyan uts (U.A.2), 7 – the Kotera R., 8 – the Upper Angara R. Verkhnyaya Zaimka settl. (U.A.3), 9 – the Kichera R., 10 – the Kholodnaya R., 11 – the Tyya R., 12 – the Rel' R.

spectrophotometric method based on measurement of staining intensity of yellow silica-molybdenous heteropolyacid. Total phosphorus and nitrogen content were determined using a high-temperature persulfate acidification with subsequent measurement in a spectrophotometer. Concentrations of such ions as HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} were determined using high performance liquid chromatography method with indirect UV-detection. The method is based on separation of anions on a column with reversed phase modified dynamically with octadeciltrimetylammonium bromide. Contents of ions of Ca^{2+} and Mg^{2+} were determined by absorption method based on measurement of resonance absorption of light with free atoms of calcium and magnesium. Concentrations of Na^+ and K^+ were measured by flame emission method. This method is based on measurement of absolute radiation intensity of sodium and potassium atoms at their excitation in flame acetylene-air.

Microelemental composition of rivers was determined using a quadrupole mass-spectrometer Agilent 7500ce. Samples and determination error were done by methods described in papers by Chebykin E.P. (2012) and Aries S. (2000).

To determine phytoplankton, water samples 1 L) were fixed with Lugol's solution and concentrated by precipitation. Algae were counted on watch glace putting there a drop of a sample 0.1 cm^3. A drop was covered with a cover glass with small wax legs, a watch glass was handled on a microscope stage (Kozhova and Mel'nik, 1978; Popovskaya, 1991). The calculation was done twice on a light microscope Amplival (Germany) with magnifying ×800 and ×2000. Biomass was determined taking into account volume of separate cells (Belykh et al., 2011; Kozhova and Mel'nik, 1978).

Riverine waters for microbiological investigation were sampled according to GOST 31942–2012 and analyzed according to MG 4.2.3963–23.

3. Results and discussion

3.1. Hydrochemistry

The Figure 4 presents change in content of some chemical components along the Upper Angara R. and in its tributaries in July of 2012 and 2024. During both years, investigation on the rivers were done under low water conditions, however, high air temperatures in June-July of 2024 resulted in higher (1.5-2 times higher) riverine water temperature values. In tributaries water temperature varied from 10.5 to 21°C, in the Upper Angara R. it increased from upper reach to mouth from 12 to 24°C. Despite a high temperature in July of 2024, dissolved oxygen content in reverine waters remained rather high – 8.2-13.0 mg/L. Water saturation with oxygen of major part of water flows, like in July of 2012, was close to 100%, and in the Angarakan and Kotera Rivers it increased up to 128 and 145 % sat., respectively (Fig. 4).

Ions sum in tributaries water in July of 2024 widely varied – from 23 mg/L in the Angarakan R. to 177 mg/L in the Gonkuli R. It is to notice that compared to 2012, ion contents in rivers water was higher (see Fig. 4). If in the Gonkuli R. this exceeding is insignificant (ca. 10%), in the Yanchuy and Kotera RR. Summary ions content in 2024 increased one of 2012 more than twice. Water mineralization in the Upper Angara R. water increased from the source to the mouth due to income of waters from more mineralized tributaries, and in 2024 summary ions content varied from 17.6 to 72.5 mg/L. These values are also higher than ones observed in 2012, especially in middle part of the river (U.A.2), where the exceeding is divisible by 2. By ions content, waters of all investigated rivers are hydrocarbonate ones (>40% in ion composition) of calcium group (>30%) and have a close relative composition (Fig. 5).

Silicon content on the studied site of the Upper Angara River remained rather stable varying within 2.90-3.10 mg/L. BIn waters of the Upper Angara River tributaries, concentrations of this component varied from 1.49 mg/L in the Gonkuli R. to 4.04 mg/L in the Yanchukan R. Like major ions concentrations, silicon content in rivers water in 2024 is slightly higher than one observed in 2012, except the Gonkuli R., where concentrations this year are a little lower than 12 years ago. Phosphate phosphorus concentrations in the Upper Angara River waters were close to ones in

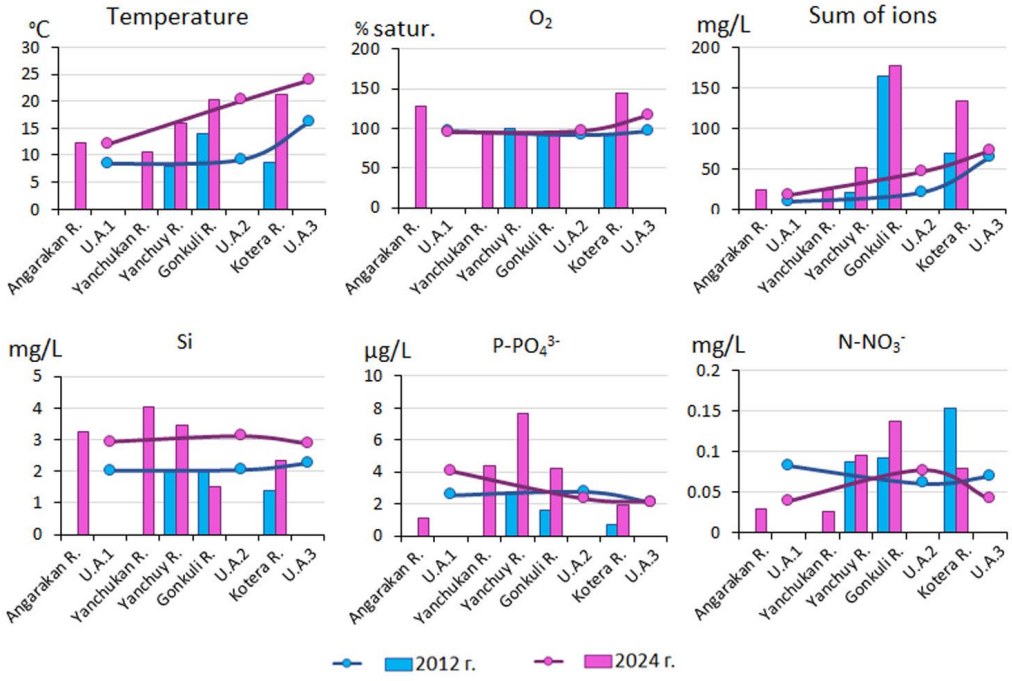


Fig.4. Water temperature and chemicals content in the waters of the Upper Angara R. (line) and of its tributaries (bars), July of 2012 and 2024.

2012 and varied decreasing towards the mouth from 4 to 2 µg/L. In the tributaries the content of this component varied from 1 to 8 µg/L and exceeded the values obtained in 2012 in the Yanchuy R. 3 times, in the Gonkuli and Kotera RR. 2.5 times. Mineral nitrogen in the water of the investigated rivers is presented mainly as nitrate. Concentrations of $N\text{-}NO_3$ in tributaries water varied from 0.03 to 0.14 mg/L, in the Upper Angara R. they did not exceed 0.08 mg/L. These values are close to ones obtained in July 2012 (Fig. 4) Nitrite nitrogen in the rivers was registered in trace amounts (<0.001 mg/L), ammonia nitrogen concentrations in the Upper Angara R.water did not exceed 0.06 mg/L, in the tributaries its content was higher: The Yanchukan R. – 0.008 mg/L, the Yanchuy R. – 0.020 mg/L, the Gonkuli R. – 0.012 mg/L, the Kotera R. – 0.011 mg/L. Table 2 presents water chemical composition from investigated Lake Baikal tributaries. Data analysis showed that components concentrations are comparable with ones obtained for the Upper Angara R. and its tributaries, relative ion composition is also close (Fig. 5). Minimal ions concentrations we registered in the water of the Rel' R.

The Figure 6 presents data on total content (mineral form + organic one) of nitrogen and phosphorus in water of investigated tributaries. Mainly concentrations of N_{tot} in riverine water during investigation period did not exceed 0.2 mg/L, this characterizes waters of these tributaries as "maximally clean" (Oxiyuk et al., 1993). Waters in the Gonkuli and Kichera Rivers, where concentrations of N_{tot} were 0.34 and 0.39 mg/L, respectively, are in the class "clean". By content of P_{tot}, category "maximally clean" (<5 µg/L) in July of 2024 concerned waters in such rivers as Angarakan, Upper Angara in upper and middle stream (U.A.1 and U.A.2) and Rel'. Waters of other Upper Angara River tributaries and of its mouth site (U.A.3) as well as the Kichera and Kholodnaya Rivers ones by phosphorus content belong to "clean" ones (<50 µg/L). Maximal concentrations of this component were registered in water of the Tyya R. (52 µg/L), it means a "satisfactory" cleanness class.

According to Roshydromet, the unsatisfactory quality of the waters of the Upper Angara River is also recorded by the content of other standardized components. Thus, in 2022, at the site near the Verkhnyaya Zaimka setl., the concentrations of volatile phenols in

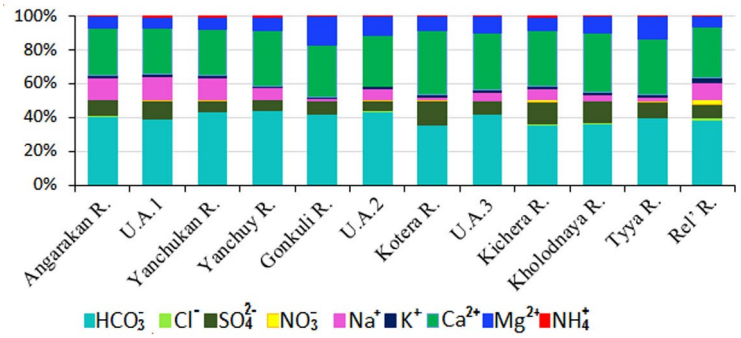


Fig.5. Relative ion composition of riverine waters, July of 2024.

Table 2. Temperature and chemicals content in the waters of Lake Baikal tributaries, July of 2024.

Water flows	T	O_2	Ions sum	Si	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	$P\text{-}PO_4$
	°C	mg/L						µg/L
Kichera R.	18.8	9.36	31.2	2.58	0.001	0.11	0.008	7
Kholodnaya R.	13	9.73	59.1	2.16	<0.001	0.03	<0.005	<1
Tyya R.	16.4	9.01	69.1	2.38	<0.001	0.08	<0.005	1
Rel' R.	16.1	9.51	11.4	2.07	<0.001	0.12	<0.005	1

the water rose to 0.002 mg/L (2 MAC), organic substances according to COD up to 31.6 mg/L (2.1 MAC), oil products up to 0.08 mg/L (1.6 MAC). Pollution of river waters with iron compounds– 0.41 mg/L (4.1 MAC), copper – 21.7 µg /L (21.7 MAC) and zinc – 20.5 µg /L (2.1 MAC) was also noted. (State report «On the state of Lake Baikal...», 2023). Roshydromet characterized water quality of the Upper Angara River in 2022 as «very polluted».

3.2. Trace elements

High contents of Li, Al, Fe, Mn, Ba, Sr, Zn, Mo W, U are found for all rivers. Such elements as Mn, Fe, Al are mobile in permafrost taiga landscapes, a large amount of them incomes with background non-polluted riverine waters. Degree of Fe accumulation can exceed normative for fishery water bodies (Koshovsky et al., 2019). Trace elements distribution profile is presented in the Figure 7.

Cluster analysis method (software STATISTICA) revealed two groups of rivers with similar distribution of trace element in them characterizing rocks composition in water catchment basin and rivers supply sources (Fig. 8). The first group includes such rivers as Upper Angara 1, Upper Angara 3 (Verkhnyaya Zaimka) and Kotera, as well as Kholodnaya and Tyya. The second one includes the Kichera and Upper Angara (middle current) Rivers and the latter's tributaries – the Angarakan, Yanchukan, Yanchuy RR. The Gonkuli and Rel' Rivers were not included to any group. This may be due to the fact that the former is enriched with such mobile elements as Sr, Ba and U. The latter is the least mineralized among all rivers (due to small water catchment area and atmospheric supply) and is characterized by high contents of rare Earth elements, tungsten and thorium incoming into the river mainly as clastic material.

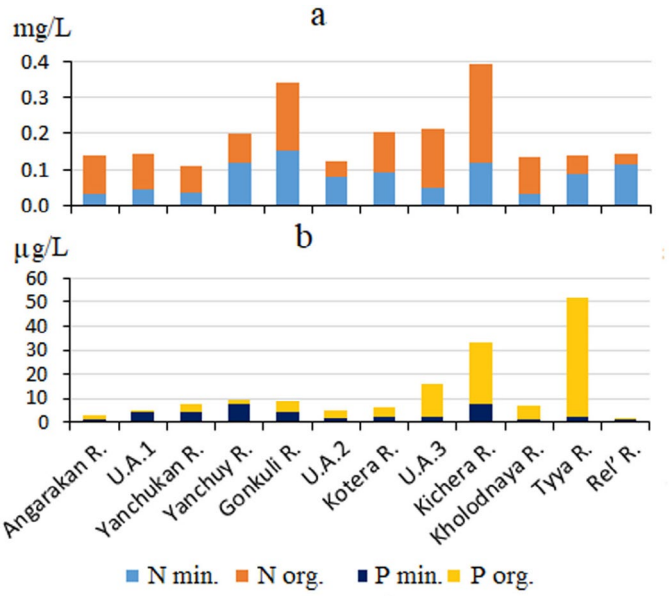


Fig.6. Total content of nitrogen (a) and phosphorus (b) in riverine waters, July of 2024.

The rivers in Severobaikal'sk Province of Buryat Republic are very impacted anthropogenically due to construction of a railway branch of BAM. Compared to 2012, major part of rivers manifests enrichment with some trace elements (Li, Be, B, Al, Ti, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Mo, Cd, Sb, W, Pb, Th, U). There is exceeding of fishery normative by manganese, iron, copper and molybdenum (Fig. 9) (Order of Ministry of Agriculture..., 2016). In July of 2012, MPC exceed by copper was registered in water of the Kotera R., by molybdenum in the Upper Angara R. mouth, in the Kichera and Rel' RR., by manganese in the Gonkuli R. water.

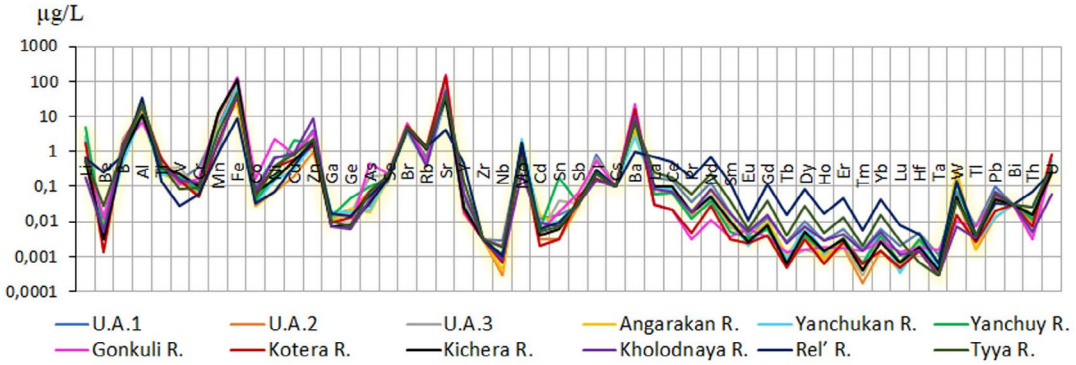


Fig.7. Trace elements content in river water, July of 2024.

3.3. Phytoplankton

The investigations showed that in July of 2024 phytoplankton biomass and abundance in the upper reach of the Upper Angara River (U.A.1) in its tributaries remained rather low (Fig. 10). Minimal values were observed in the Kotera R. Where algae biomass did not exceed 4.8 mg/m^3, and abundance – 2.8 thous. cells/L. Samples from this river show a high content of mineral suspended matter, this results probably from gold mining on the tributaries of this river; probably, a high turbidity limits phytoplankton development.

Along the Upper Angara River, from upper reach to mouth, quantitative parameters of algae increase: minimal values of phytoplankton abundance and biomass were found in the river upper reach (U.A.1) – 12.3 thous.cells./L and 9.8 mg/m^3, respectively; maximal ones were registered on mouth site (U.A.3) where phytoplankton abundance exceeded 4 mln cells/L, and biomass 1 g/m^3.

The Table 3 presents data on phytoplankton biomass and abundance in water of tributaries incoming into Lake Baikal northern basin. The values are comparable to ones obtained in waters of the Upper Angara River (except near-mouth site) and in its tributaries.

Algae species diversity on upper and middle sites of the Upper Angara River was considerably lower (16 and 17 taxa) than on mouth site (69 taxa). Among the species in the river (U.A.1–U.A.2–U.A.3), green (2–4–25) and diatom (8–10–20) algae dominated. By biomass, dominant unit included diatom (42.5–46.3–63.2%), cryptophyte (3.8–39.0–30.9%) and blue-green (51.0–7.3–1.1%) algae. (Fig. 11). In waters of the

Table 3. Biomass (mg/m^3) and abundance (thous.cells/L) of phytoplankton in Lake Baikal tributaries, July of 2024

Water flows	Biomass	Abundance
Kichera R.	44.5	18.8
Kholodnaya R.	5.9	3.6
Tyya R.	44.7	39.9
Rel' R.	3.7	1.6

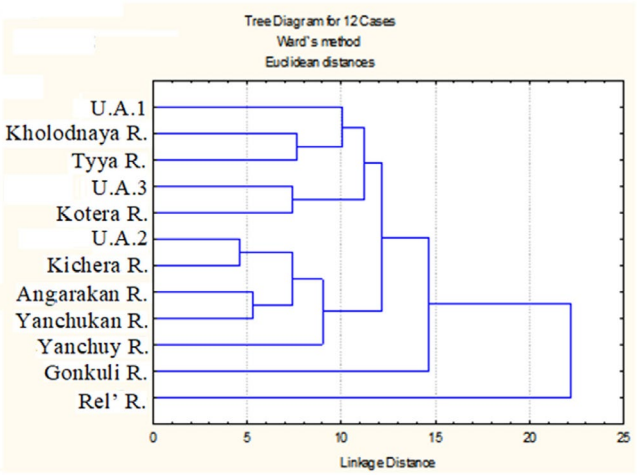


Fig.8. The results of cluster analysis of rivers distribution by their trace element composition.

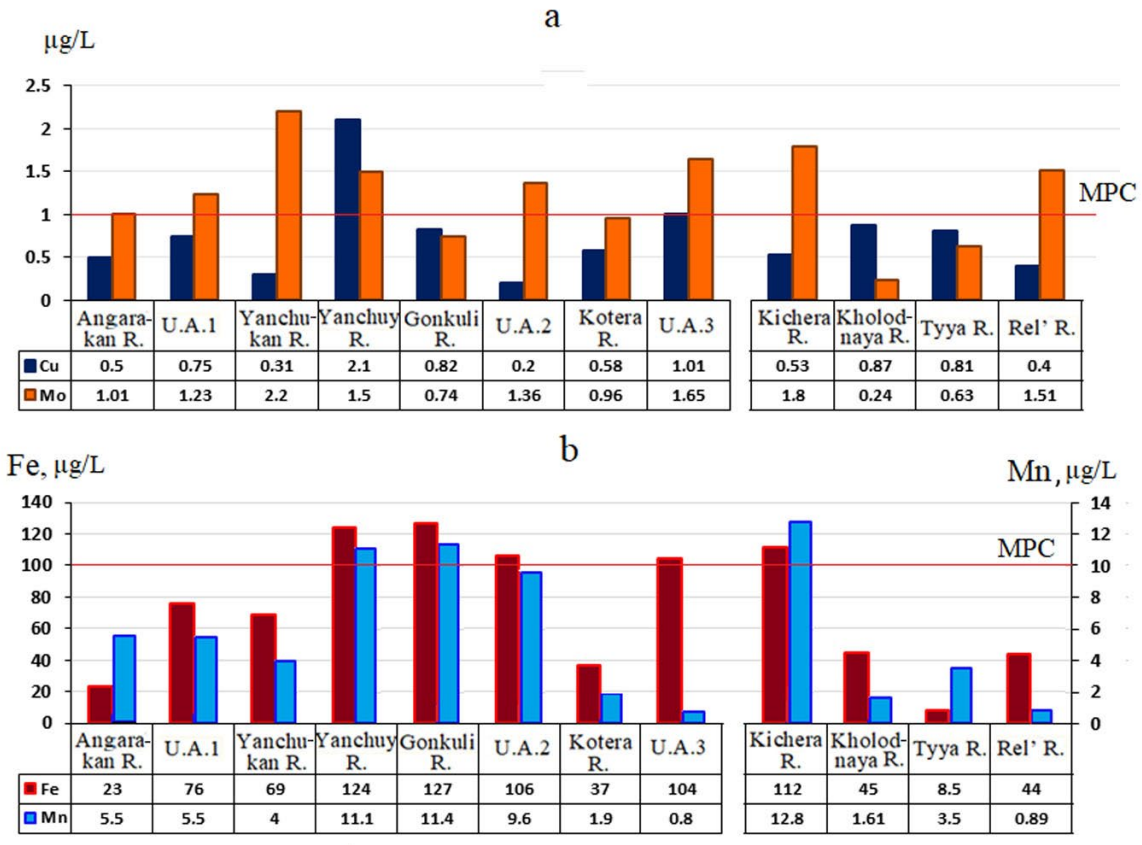


Fig.9. Content of copper and molybdenum (a), iron and manganese (b) in riverine water, July of 2024.

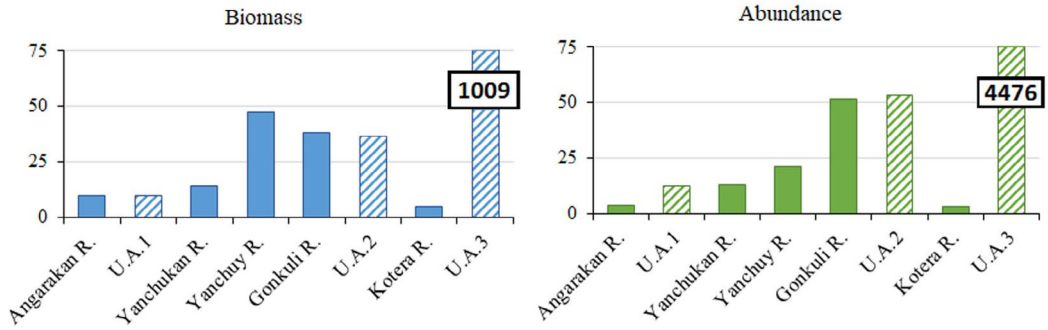


Fig.10. Biomass (mg/m^3) and abundance (thous.cells/L) of phytoplankton in the Upper Angara R. and in its tributaries, July of 2024.

Upper Angara River diatoms were dominated by species of the genera *Stephanodiscus, Synedra, Cyclotella, Tabellaria, Aulacoseira,* cryptophytes – by *Rhodomonas pusilla, Cryptomonas sp.1,* blue-green algae were presented by *Oscillatoria* and *Phormidium.*

Waters of such tributaries as Yanchukan, Yanchuy, Gonkuly and Kichera phytoplankton included dinophyte algae (30-70%) represented by *Gyrodinium helveticum*. The Kichera and Tyya Rivers contained green algae – up to 25% of total phytoplankton composition (Fig. 11).

3.4. Microbiology

Investigations of microorganisms groups in the Upper Angara R. and in its tributaries showed that the abundance of organotrophic bacteria in most cases in July of 2024 was lower than in 2012, and counted in average 564 and 645 CFU/cm^3, respectively (Table 4). Values of total microbial count (TMC) in 2024 were by one order of magnitude lower than in 2012.

Determination of sanitary groups of microorganisms in water of investigated rivers showed that in 2012 and 2024 major part of collected samples did not meet standards. Samples of U.A.3 in 2012 and U.A.2 in 2024 met normatives by all parameters. Eleven samples of fourteen ones had exceed in enterococci abundance, at normative value up to 10 CFU/100 cm^3 it varied from 15 to 120 CFU/100 cm^3. In 2024, in waters of all investigated water flows, values of **E.** *coli* did not exceed normative. In 2012, the value of this parameter >100 CFU/100 cm^3 occurred in the Gonkuli R. (243 CFU/100 cm^3). In 2024, the abundance of coliform bacteria (CB) exceeded the normative (500 CFU/100 cm^3) in waters of the Gonkuli R. – 900 CFU/100 cm^3, in the Kotera R. – 744 CFU/100 cm^3 and on mouth site of the Upper Angara R. (U.A.3) – 1640 CFU/100 cm^3.

High microorganisms abundance exceeding permissible by normatives of Sanitary rules and normatives was observed in the Gonkuli R. in 2012 (*E. coli* by 2.4 times, enterococci by 1.8 time) and 2024 (CB – 1.8 time and enterococci – 4.3 times), and in lower stream of the Upper Angara R., in 2024, one registered exceed of CB by 3.3 times, enterococci – by 4.2 times.

Microbiological investigations of the Kichera, Kholodnaya, Rel' and Tyya Rivers showed a high abundance of organotrophic bacteria in the Kichera and Tyya RR. Difference between years are insignificant (Fig. 12). TMC in riverine waters in 2024 is by one order of magnitude lower that in 2012, except the Kichera R., where the abundance differed insignificantly and counted 112 and 182 CFU/cm^3, respectively. There were insignificant exceedings of normatives by content of microorganisms of sanitary-indicatory groups in 2024 in waters of the Kichera R. (enterococci – 14 CFU/100 cm^3) and of the Tyya R. (CB – 518 CFU/100 cm^3).

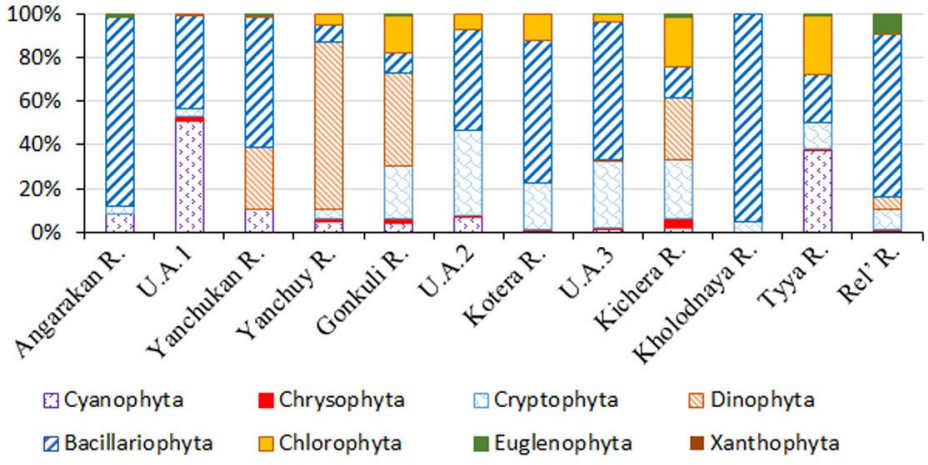


Fig.11. Relative composition (by biomass) of phytoplankton in riverine water, July of 2024.

Table 4. Microorganisms abundance in the water of the Upper Angara R. and of its tributaries in July of 2012 and 2024

Water flow	CB, CFU/100 cm³	Organotrophs, CFU/cm³		TMC, CFU/cm³		*E. coli*, CFU/100 cm³		Enterococci, CFU/100 cm³	
	2024	2012	2024	2012	2024	2012	2024	2012	2024
Angarakan R.	208	-	260	-	26	-	0	-	**15**
U.A.1	476	650	365	420	42	28	0	**30**	**16**
Yanchukan R.	172	-	224	-	26	-	0	-	**31**
Yanchuy R.	416	860	473	600	20	22	0	**120**	**17**
Gonkuli R.	**900**	472	682	234	44	**243**	72	**18**	**43**
U.A.2	434	960	260	288	22	18	10	**30**	9
Kotera R.	**744**	591	395	372	22	15	0	**40**	9
U.A.3	**1640**	338	1209	136	40	11	60	0	**42**
Normative*	**Max. 500**					**Max. 100**		**Max. 10**	

Note: * – Sanitary Rules & Normatives 1.2.3685-21

4. Conclusions

Studies in July of 2024 showed the following:

- Waters in the Upper Angara R. and in the investigated tributaries have a similar relative ion composition and are related to hydrocarbonate-calcium ones. Water mineralization in the Upper Angara R. increased in July from upper stream to mouth by 4 times due to income of more mineralized tributaries. Compared to July of 2012, there was a considerable increase of content of major ions in water of some tributaries (Yanchuy, Kotera) and in middle current of the Upper Angara River. Here summary content of ions increased by 2 times.
- By content of nitrogen and phosphorus combinations, water quality in the studied water flows is mainly characterized as "maximally clean" and "clean" ones. Only waters of the Tyya R. in lower stream by content of $P_{tot.}$ were classified as "moderately clean".
- Compared to July of 2012, enrichment with some trace elements (Li, Be, B, Al, Ti, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Mo, Cd, Sb, W, Pb, Th, U) was noticed for majority of investigated rivers. Exceeding of some normatives was found out: by copper (the Yanchuy R. and mouth site of the Upper Angara R), by molybdenum (at all stations of the Upper Angara River, in the Angarakan, Yanchukan, Yanchuy, Kichera and Rel' RR.), by iron (the Yanchuy, Gonkuli RR., middle and lower current of the Upper Angara R.) and by manganese (the Yanchuy, Gonkuli, Kichera RR.).
- Phytoplankton abundance and biomass in the investigated water flows are insignificant and mainly did not exceed values for oligotrophic water bodies. An exception is lower part of the Upper Angara R. in the area of Verkhnyaya Zaimka settl. where phytoplankton abundance and biomass reached values characteristic for mesotrophic water bodies.
- Total microbial count in waters of the investigated water flows decreased by one order of magnitude compared to 2012 and was in average 30 CFU/cm³. Determination of microorganisms sanitary groups showed as well a trend to water quality improvement. In 2024, there is no exceeding of normative of abundance of *E. coli* with minimal values equal to zero. The abundance of bacteria of the genus *Enterococcus* exceeded permissible values in some rivers, however, it was mainly lower than in July of 2012.

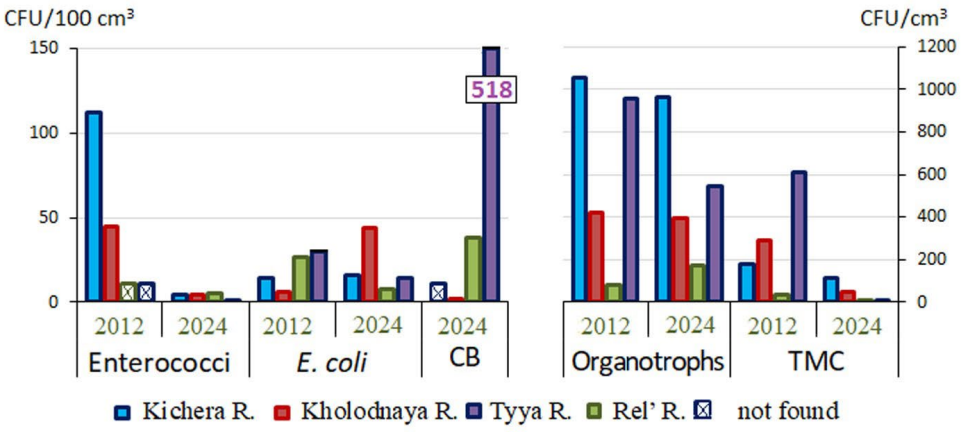


Fig.12. Microorganisms abundance in tributaries water in July of 2012 and 2024.

Acknowledgements

The work was done within topics of State assignment № 0279-2021-0005, № 0279-2021-0014 and № 0279-2021-0015.

Conflict of interest

The authors declare the absence of conflict of interests.

References

Aries S., Valladon M., Polvé M. et al. 2000. A Routine Method for Oxide and Hydroxide Interference Corrections in ICP-MS Chemical Analysis of Environmental and Geological Samples. Geostandards Newsletter 24: 19-31. DOI: 10.1111/j.1751-908X.2000.tb00583.x

Baram G.I., Vereshchagin A.L., Golobokova L.G. 1999. Usage of microcolumn high performance liquid chromatography with UV-detection for determination of anions in environmental objects. Analiticheskaya Himiya [Analytical Chemistry] 54(9): 962-965. (in Russian)

Belykh O.I., Bessudova A.Yu., Gladkikh A.S. et al. 2011. Guide for Determination of Plankton Species Biomass from Lake Baikal Pelagic Zone. Methodological Manual. Irkutsk: ISU Publishing House. (in Russian)

GOST 31942-2012. 2014. International Standard. Water. Sampling for a Microbiological Analysis. Moscow: Standardinform. (in Russian)

Kozhova O.M., Mel'nik N.G. 1978. Instruction for Plankton Samples Treatment Using Enumerative Techniques. Irkutsk: ISU Publishing House. (in Russian)

Koshovsky T.S., Sanin A.Yu., Puzanova T.A. et al. 2019. Geochemical impact of Kholodnaya lead-zinc deposit onto aquatic landscapes of Northern Pre-Baikal. Vodnoe hozyajstvo Rossii [Water management of Russia] 5: 49-62. (in Russian)

MG 4.2.3963–23. 2023. Bacteriological Methods for Water Investigation. Moscow: Rospotrebnadzor Federal Center of Hygiene and Epidemiology. (in Russian)

Oxiyuk O.P., Zhukinsky V.N., Braginsky L.P. et al. 1993. Integrated ecological classification of the quality of surface inland waters. Gidrobiologicheskij zhurnal [Hydrobiological Journal] 4: 62-76. (in Russian)

Popovskaya G.I. 1991. Phytoplankton in Lake Baikal and Its Perennial Variations (1958–1990). Synopsis of Thesis for Dr. in Biol. Sci. degree, Central Siberian Botanical Garden, Novosibirsk, Russia. (in Russian)

Order of Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 N 552, with changes of June 13, 2024. 2016. "On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fishery importance". (in Russian)

Statement of the Government of the Russian Federation of April 28, 2021. URL: http://government.ru/docs/42120/ (application date August 1, 2025). (in Russian)

Guide for Chemical Analysis of surface inland waters. 2009. In: Boeva L.V. (Ed.). R-n-D: NOK. (in Russian)

Sanitary Rules & Normatives 1.2.3685-21. 2021. "Hygienic standards and requirements for ensuring safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans". (in Russian)

Severobaikalsk Province of Buryat Republic. 2024. URL: https://ru.wikipedia.org/wiki/Северо-Байкальский_район (application date December 1, 2024) (in Russian)

State report «On the state of Lake Baikal and measures for its protection in 2022». 2023. Ministry of Environmental Protection and Ecology of the Russian Federation. Moscow: 90-91. (in Russian)

Tomberg I.V., Sorokovikova L.M., Sinyukovich V.I. et al. 2024. Formation of chemical composition of North Baikal waters in the zone of mixing with tributaries waters. Meteorologiya i gidrologiya [Meteorology & Hydrology] 3: 1-13. DOI: 10.52002/0130-2906-2024-3-98-110 (in Russian)

Chebykin E.P., Sorokovikova L.V., Tomberg I.V. et al. 2012. Modern state of the Selenga R. waters on the territory of Russia by major components and trace elements. Himiya v interesah ustojchivogo razvitiya [Chemistry for Sustainable Development] 20(5): 613-631. (in Russian)

Гидрохимические и гидробиологические исследования р. Верхняя Ангара и ее притоков

Оригинальная статья
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Томберг И.В.*, Степанова О.Г., Воробьева С.С., Суслова М.Ю.

Лимнологический институт Сибирского отделения РАН, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты гидрохимических и гидробиологических исследований, проводимых в бассейне р. Верхняя Ангара и на притоках Северного Байкала. Отмечено 4-х кратное увеличение минерализации воды р. В. Ангара от истоков к устью в результате поступления вод притоков с высокой минерализацией. По сравнению с предыдущими исследованиями зарегистрировано обогащение вод исследованных водотоков микроэлементами. При этом в воде отдельных рек зафиксировано превышение нормативов по меди, молибдену, железу и марганцу. Определение санитарных групп микроорганизмов показало тренд на улучшение качества речных вод.

Ключевые слова: Верхняя Ангара и притоки, ионный состав, биогенные элементы, микрокомпоненты, фитопланктон, санитарно-показательные микроорганизмы

Для цитирования: Томберг И.В., Степанова О.Г., Воробьева С.С., Суслова М.Ю. Гидрохимические и гидробиологические исследования р. Верхняя Ангара и ее притоков // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 919-936. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-919

1. Введение

Река Верхняя Ангара – второй по водности приток озера Байкал, длиной 438 км, берет начало на Делюн-Уранском хребте и оканчивается дельтой в северной части озера. Одним из основных источников загрязнения водотоков в бассейне В. Ангары являются железнодорожная ветка Байкало-Амурской магистрали (БАМ) и дублирующая ее автодорога, длина которых в переделах водосбора составляет более 250 км. В апреле 2021 г. распоряжением правительства № 1100-р (http://government.ru/docs/42120/) инициированы работы по расширению БАМ. В рамках проекта запланировано строительство второй ветки путепровода, что предусматривает добычу камня и песчано-гравийной смеси для отсыпки полотна, строительство мостов через водотоки, все это ведет к увеличению антропогенной нагрузки в бассейне В. Ангары (Рис. 1).

Исследования, проводимые Лимнологическим институтом в рамках бюджетного проекта в 2012 г., показали неудовлетворительное качество воды р. В. Ангара и притоков по микробиологическим показателям, что вероятно обусловлено поступлением в русло рек хозяйственно-бытовых стоков поселков. Однако, за последние 12 лет численность населения, проживающего на территории водосборного бассейна р. В. Ангара снизилась практически на треть (Таблица 1), что позволяет ожидать улучшения санитарно-микробиологической ситуации и повышению качества воды в водотоках.

К опасным токсикантам, попадающим в русла рек в результате хозяйственной деятельности человека относятся тяжелые металлы (Fe, Cu, Zn и другие). Одним из источников поступления микрокомпонентов в реки Северного Байкала может являться Холоднинское месторождение полиметаллических руд, которое в настоящее время не эксплуатиру-

Таблица 1. Численность населения (чел.) проживающего на территории водосборного бассейна р. В. Ангара (https://ru.wikipedia.org/wiki/Северо-Байкальский район)

Населенный пункт	2012 г.	2024 г.
пгт. Новый Уоян	3835	2660
пгт. Кичера	1321	851
пос. Ангоя	662	524
с. Верхняя Заимка	618	478
пос. Кумора	536	391
пгт. Янчукан	362	230
пос. Уоян	325	274
Всего	7659	5408

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: kaktus@lin.irk.ru (И.В. Томберг)

Поступила: 25 июля 2025; ***Принята:*** 15 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



Рис.1. Строительство второй ветки БАМ в бассейне р. В. Ангара, июль 2024 г.

ется и находится в законсервированном состоянии. Кроме того, в верховьях притоков (р. Котера) ведется добыча золота. Исследования, проводимые в 2012 г. показали превышение ПДК по меди в воде рек В. Ангара и Рель, в воде рек Холодная и Тыя концентрации микроэлементов были незначительные и не превышали нормативы предельно допустимых концентрации для водоемов рыбохозяйственного назначения (Приказ Министерства сельского хозяйства…, 2016).

Еще один источник, оказывающий влияние не только на динамику водного стока северных рек, но и на содержание химических компонентов в воде притоков это вытаивание льда в деградирующих многолетнемерзлых породах (Томберг и др., 2024). При этом в русло рек поступает большое количество обогащённого органикой терригенного материала (Рис. 2).

Совокупность этих факторов обусловливает необходимость проведения регулярных исследований по оценке качества воды, как в бассейне В. Ангары, так и на водосборах других притоков Северного Байкала.

Цель исследования – анализ современного химического состава вод р. В. Ангара и ее притоков, исследование численности, биомассы и видового разнообразия фито- и бактериопланктона, оценка качества вод по химическим и микробиологическим показателям.

2. Материалы и методы

В июле 2024 г. были отобраны пробы воды В. Ангары на трех участках по длине реки: В.А.1 – верховья реки, примерно в 350 км от устья; В.А.2 – средний участок реки в районе пгт. Новый Уоян, примерно в 130 км от устья; В.А.3 – устьевой участок в районе пос. Большая Заимка, около 18 км от устья. Для исследования также были взяты пробы воды пяти притоков В. Ангары – Ангаракан, Янчукан, Янчуй, Гонкули и Котера. Кроме того, проведен отбор образцов на устьевых участках притоков Байкала – реках Кичера, Холодная, Тыя и Рель (Рис. 3). По подобной схеме исследования проводились в июле 2012 г., что позволило не только определить химические и биологические параметры в воде рек, поставляющих в Байкал до 20% воды, но и сравнить современные данные с полученными 12 лет назад.



Рис.2. Вытаивание мерзлоты в ложе русла В. Ангары (район пос. Верхняя Заимка) при низкой водности реки, октябрь 2015 г.



Рис.3. Схема отбора проб, июль 2024 г. Станции: 1 – р. В. Ангара ниже впадения р. Ангаракан (В.А.1), 2 – р. Ангаракан, 3 – р. Янчукан, 4 – р. Янчуй, 5 – р. Гонкули, 6 – р. В. Ангара ниже пгт. Новый Уоян (В.А.2), 7 – р. Котера, 8 – р. В. Ангара в пос. Верхняя Заимка (В.А.3), 9 – р. Кичера, 10 – р. Холодная, 11 – р. Тыя, 12 – р. Рель.

Определение химического состава воды выполнялось по методикам, общепринятым в гидрохимии пресных вод (Барам и др., 1999; Руководство…, 2009). Содержание общего азота, фосфора и органического вещества определялось в нефильтрованных пробах, для определения основных ионов и биогенных элементов пробы фильтровали через мембранные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм. Концентрации биогенных элементов измеряли на спектрофотометре UNICO-2100 (США): нитриты с реактивом Грисса, нитраты - с салицилово-кислым натрием, аммонийный азот - индофенольным методом, фосфаты - методом Дениже-Аткинса с хлористым оловом в качестве восстановителя. Для определения кремнекислоты использован спектрофотометрический метод, основанный на измерении интенсивности окраски желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты. Для определения содержания общего фосфора и азота использовалось высокотемпературное персульфатное окисление с последующим измерением на спектрофотометре. Определение концентраций ионов HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} – проводили методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с непрямой УФ-детекцией. Метод основан на разделении анионов на колонке с обращенной фазой, динамически модифицированной бромидом октадецилтриметиламмония. Содержания ионов Ca^{2+} и Mg^{2+} определяли абсорбционным методом, основанным на измерении резонансного поглощения света свободными атомами кальция и магния. Концентрации Na^+ и K^+ измеряли пламенно-эмиссионным методом. Метод основан на измерении абсолютной интенсивности излучения атомов натрия и калия при возбуждении их в пламени ацетилен-воздух.

Определение микроэлементного состава рек выполнено на квадрупольном масс-спектрометре Agilent 7500ce. Анализ образцов и ошибки определения выполняли по методике, описанной в работах Чебыкина Е.П. (2012) и Aries S. (2000).

Для определения фитопланктона пробы воды объемом 1 дм^3 фиксировали раствором Люголя и концентрировали путем осаждения. Подсчет водорослей велся на предметном стекле, куда помещали каплю пробы объемом 0.1 см^3. Каплю покрывали покровным стеклом с ножками из воска, предметное стекло переносили на столик микроскопа (Кожова и Мельник, 1978; Поповская, 1991). Подсчет выполняли дважды на световом микроскопе Amplival (Германия) с увеличением ×800 и ×2000. Биомассу определяли с учетом объема отдельных клеток (Белых и др., 2011; Кожова и Мельник, 1978).

Для микробиологических исследований пробы речных вод отбирали по ГОСТ 31942–2012 и осуществляли анализ согласно МУК 4.2.3963–23.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Гидрохимия

На Рисунке 4 представлены изменение содержания некоторых химических компонентов по длине р. В. Ангара и в ее притоках в июле 2012 и 2024 гг. В оба года исследования на реках проходили в меженных условиях, однако высокие температуры воздуха в июне-июле 2024 г. стали причиной более высоких (в 1.5-2 раза выше) значений температуры речной воды. В воде притоков температура варьировала от 10.5 до 21°С, в В. Ангаре увеличивалась от верховий к устью с 12 до 24°С. Несмотря на высокую температуру в июле 2024 г. содержание растворенного кислорода в речных водах оставалось достаточно высоким – 8.2-13.0 мг/дм3. Насыщение воды кислородом большинства водотоков, как и в июле 2012 г., было близко к 100%, а в реках Ангаракан и Котера повышалось до 128 и 145 % нас., соответственно (Рис. 4).

Сумма ионов в воде притоков в июле 2024 г. изменялась в широких пределах – от 23 мг/дм^3 в р. Ангаракан, до 177 мг/дм^3 в р. Гонкули. Следует отметить, что по сравнению с 2012 г. содержание ионов в воде рек было выше (см. Рис. 4). И если в р. Гонкули это превышение незначительно (около 10%), то в рр. Янчуй и Котера суммарное содержание ионов в 2024 г. более чем в 2 раза превышало таковое в 2012 г. Минерализация воды р. В. Ангара увеличивалась от истока к устью за счет поступления вод более минерализованных притоков и в 2024 г. суммарное содержание ионов изменялась от 17.6

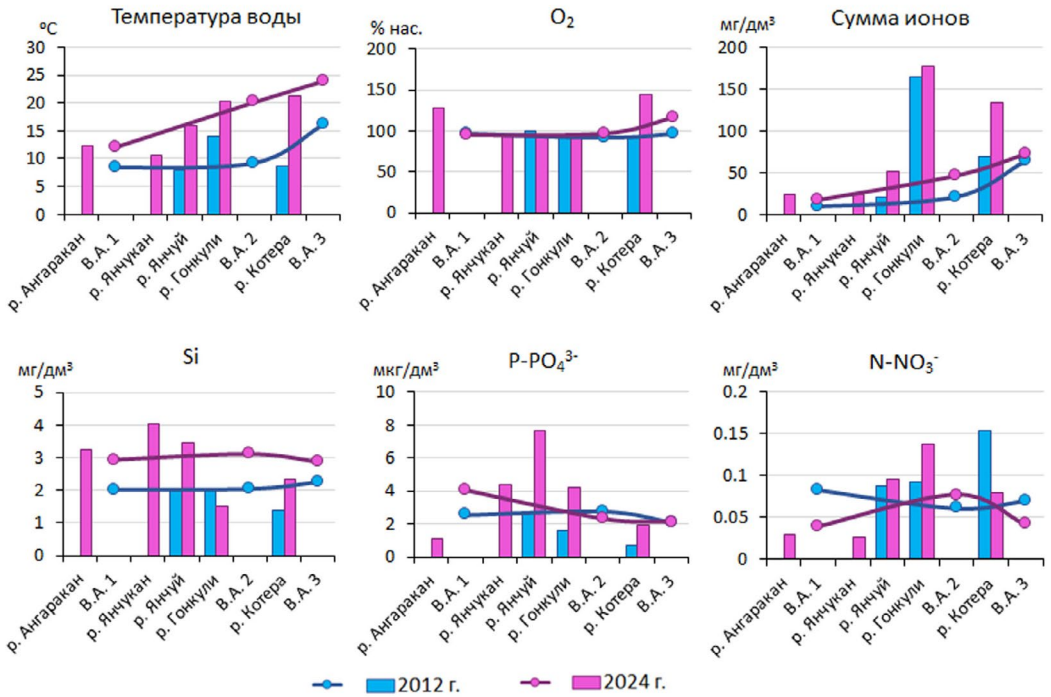


Рис.4. Температура воды и содержание химических компонентов в водах В. Ангары (линия) и ее притоков (столбы), июль 2012 и 2024 гг.

до 72.5 мг/дм^3. Эти значения также выше наблюдаемых в 2012 г., особенно в средней части реки (В.А.2), где превышение кратно 2. По содержанию ионов воды всех исследованных рек относятся к гидрокарбонатным (более 40% в ионном составе) группы кальция (свыше 30%) и имеют близкий относительный состав (Рис. 5).

Содержание кремния на исследованном участке В. Ангары оставалось достаточно стабильным, варьируя в пределах 2.90-3.10 мг/дм^3. В водах притоков В. Ангары концентрации этого компонента изменялись от 1.49 мг/дм^3 в р. Гонкули до 4.04 мг/дм^3 в р. Янчукан. Как и концентрации основных ионов, содержание кремния в воде рек в 2024 г. несколько выше, чем наблюдаемое в 2012 г., за исключением р. Гонкули, где концентрации в этом году немного ниже, чем 12 лет назад. Концентрации фосфатного фосфора в водах В. Ангары были близки к таковым в 2012 г. и изменялись, снижаясь к устью, с 4 до 2 мкг/дм^3. В притоках содержание этого компонента варьировало от 1 до 8 мкг/дм^3 и превышало полученные в 2012 г. величины в р. Янчуй в 3 раза, в р. Гонкули и р. Котера в 2.5 раза. Минеральный азот в воде исследованных рек представлен в основном нитратной формой. Концентрация $N\text{-}NO_3$ в воде притоков варьировала от 0.03 до 0.14 мг/дм^3, в В. Ангаре не превышали 0.08 мг/дм^3. Эти значения близки к таковым, полученным в июле 2012 г. (Рис. 4) Нитритный азот в реках регистрировали в следовых количествах (менее 0.001 мг/дм^3), концентрации аммонийного азота в воде В. Ангары не превышали 0.06 мг/дм^3, в притоках его содержание было выше: р. Янчукан – 0.008 мг/дм^3, р. Янчуй – 0.020 мг/дм^3, р. Гонкули – 0.012 мг/дм^3, р. Котера – 0.011 мг/дм^3. В Таблице 2 представлен химический состав воды исследованных притоков Байкала. Анализ данных показал, что концентрации компонентов, сопоставимы с полученными для р. В. Ангары и ее притоков, близкий и относительный ионный состав (Рис. 5). Минимальные концентрации ионов регистрировали в воде р. Рель.

На Рисунке 6 представлены данные об общем содержании (минеральная форма + органическая) азота и фосфора в воде исследованных притоков. В основном концентрации $N_{общ}$ в речной воде в период исследования не превышали 0.2 мг/дм^3 что характеризует воды этих притоков как «предельно чистые» (Оксиюк и др., 1993). Воды рек Гонкули и Кичера в которых концентрации $N_{общ}$ были равны 0.34 и 0.39 мг/дм^3, соответственно, относятся к классу

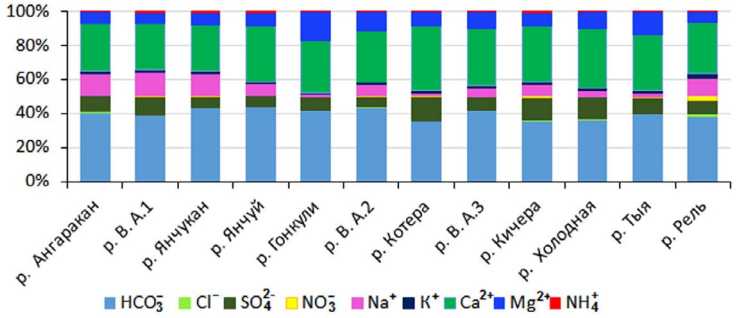


Рис.5. Относительный ионный состав речных вод, июль 2024 г.

Таблица 2. Температура и содержание химических компонентов в водах притоков Байкала, июль 2024 г.

Водотоки	T	O_2	Сумма ионов	Si	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	$P\text{-}PO_4$
	°C	мг/дм³						мкг/дм³
Кичера	18.8	9.36	31.2	2.58	0.001	0.11	0.008	7
Холодная	13	9.73	59.1	2.16	<0.001	0.03	<0.005	<1
Тыя	16.4	9.01	69.1	2.38	<0.001	0.08	<0.005	1
Рель	16.1	9.51	11.4	2.07	<0.001	0.12	<0.005	1

«чистые». По содержанию $P_{общ}$ к категории «предельно чистые» (< 5 мкг/дм³) в июле 2024 г. относились воды рек Ангаракан, В. Ангара в верхнем и среднем течении (В.А.1 и В.А.2) и Рель. Воды остальных притоков В. Ангары и ее устьевого участка (В.А.3), а также рек Кичера и Холодная по содержанию фосфора относятся к классу «чистые» (< 50 мкг/дм³). Максимальные концентрации этого компонента регистрировали в воде р. Тыя (52 мкг/дм³), что соответствует «удовлетворительному» классу чистоты.

По данным ФГБУ «Забайкальское УГМС» Росгидромета неудовлетворительное качество воды в нижнем течении р. В. Ангара регистрируется и по содержанию других нормируемых компонентов. Так в 2022 г. в створе у пос. Верхняя Заимка концентрации летучих фенолов в воде поднимались до 0.002 мг/дм³ (2 ПДК), органических веществ по ХПК до 31.6 мг/дм³ (2.1 ПДК), нефтепродуктов до 0.08 мг/дм³ (1.6 ПДК). Отмечается и загрязнение речных вод соединениями железа – 0.41 мг/дм³ (4.1 ПДК), меди – 21.7 мкг/дм³ (21.7 ПДК)и цинка – 20.5 мкг/дм³ (2.1 ПДК) (Гос. доклад « О состоянии оз. Байкал…», 2023). По данным Росгидромета качество воды р. Верхней Ангары в 2022 году характеризовалось как «очень загрязненная».

3.2. Микрокомпоненты

Для всех исследованных рек в июле 2024 г. также были отмечены высокие содержания Li, Al, Fe, Mn, Ba, Sr, Zn, Mo W, U. Такие элементы как Mn, Fe, Al подвижны в мерзлотных таежных ландшафтах и большое количество их поступает с фоновыми, незагрязненными речными водами. Степень накопления Fe может превышать нормативы для рыбохозяйственных водоемов (Кошовский и др., 2019). Профиль распределения микрокомпонентов представлен на Рисунке 7.

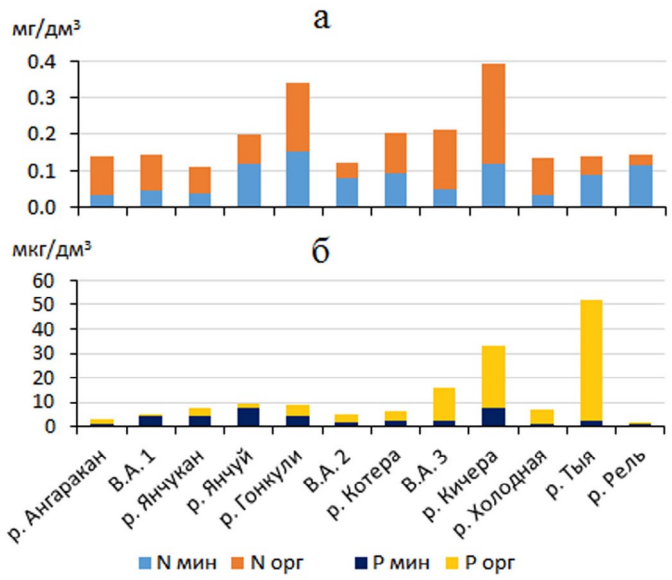


Рис.6. Общее содержание азота (а) и фосфора (б) в речных водах, июль 2024 г.

Метод кластерного анализа (программа STATISTICA) выделил две группы рек со схожим распределением микрокомпонентов в них, характеризующих состав пород водосборного бассейна и источники питания рек (Рис. 8). В первую группу вошли реки: В. Ангара 1, В. Ангара 3 (Верхняя Заимка) и р. Котера, а также Холодная и Тыя. Во вторую группу вошли Кичера, В. Ангара в среднем течении, и её притоки – рр. Ангаракан, Янчукан, Янчуй. Реки Гонкули и Рель не вошли ни в одну из групп. Это может быть связано с тем, что первая обогащена такими подвижными элементами как Sr, Ba и U. Вторая имеет самую низкую минерализацию из всех рек (за счет небольшой площади водосбора и атмосферного питания) и отличается высокими содержаниями редкоземельных элементов, вольфрама и тория, поступающих в реку в основном в виде кластического материала.

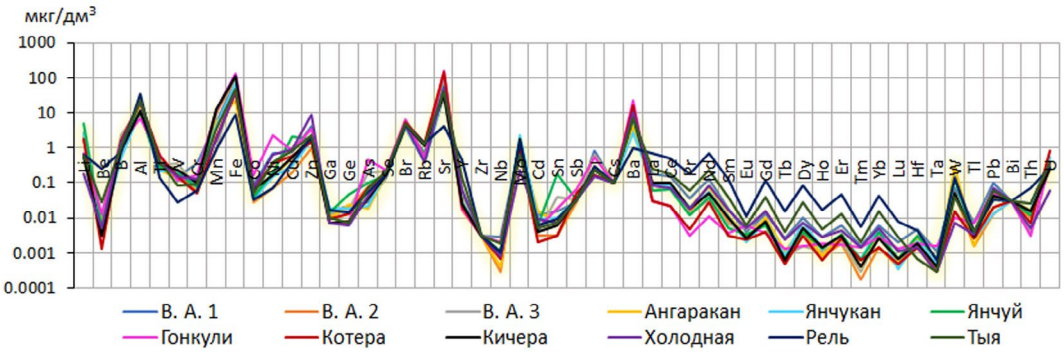


Рис.7. Микроэлементный состав речных вод, июль 2024 г.

Реки Северо-Байкальского района республики Бурятия испытывают большую антропогенную нагрузку в связи со строительством железнодорожной ветви БАМ. По сравнению с 2012 г. для большинства рек наблюдается обогащение некоторыми микроэлементами (Li, Be, B, Al, Ti, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Mo, Cd, Sb, W, Pb, Th, U). При этом превышение рыбохозяйственных нормативов зафиксировано по марганцу, железу, меди и молибдену (Рис. 9) (Приказ Министерства сельского хозяйства…, 2016). В июле 2012 г. превышение ПДК по меди регистрировали в воде р. Котеры, по молибдену в устье В. Ангары, Кичеры и Рели, по марганцу в воде р. Гонкули.

3.3. Фитопланктон

Исследования показали, что в июле 2024 г. биомасса и численность фитопланктона в верховье В. Ангары (В.А.1) в ее притоках оставались достаточно низкими (Рис. 10). Минимальные значения наблюдали в р. Котера, где биомасса водорослей не превышала 4.8 мг/м^3, а численность 2.8 тыс. кл./дм^3. В пробах из этой реки отмечено большое содержание минеральной взвеси, что вероятно является следствием работ по добыче золота на притоках этой реки, возможно высокая мутность является лимитирующим фактором для развития фитопланктона.

По длине р. В. Ангара от верховий к устью происходит увеличение количественных показателей водорослей: минимальные показатели численности и биомассы фитопланктона отмечались в

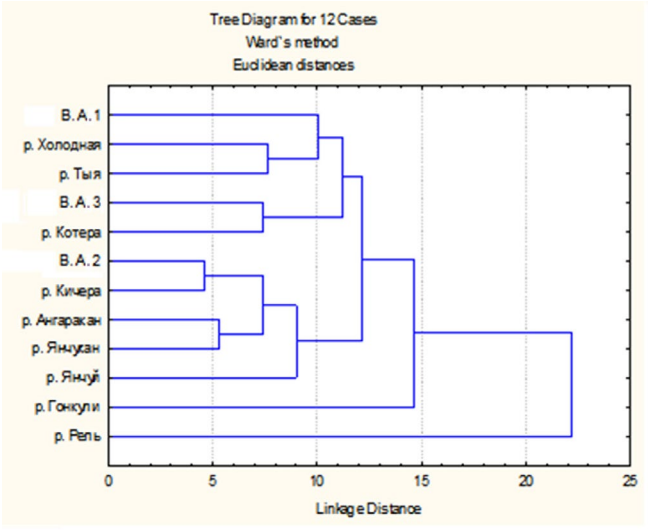
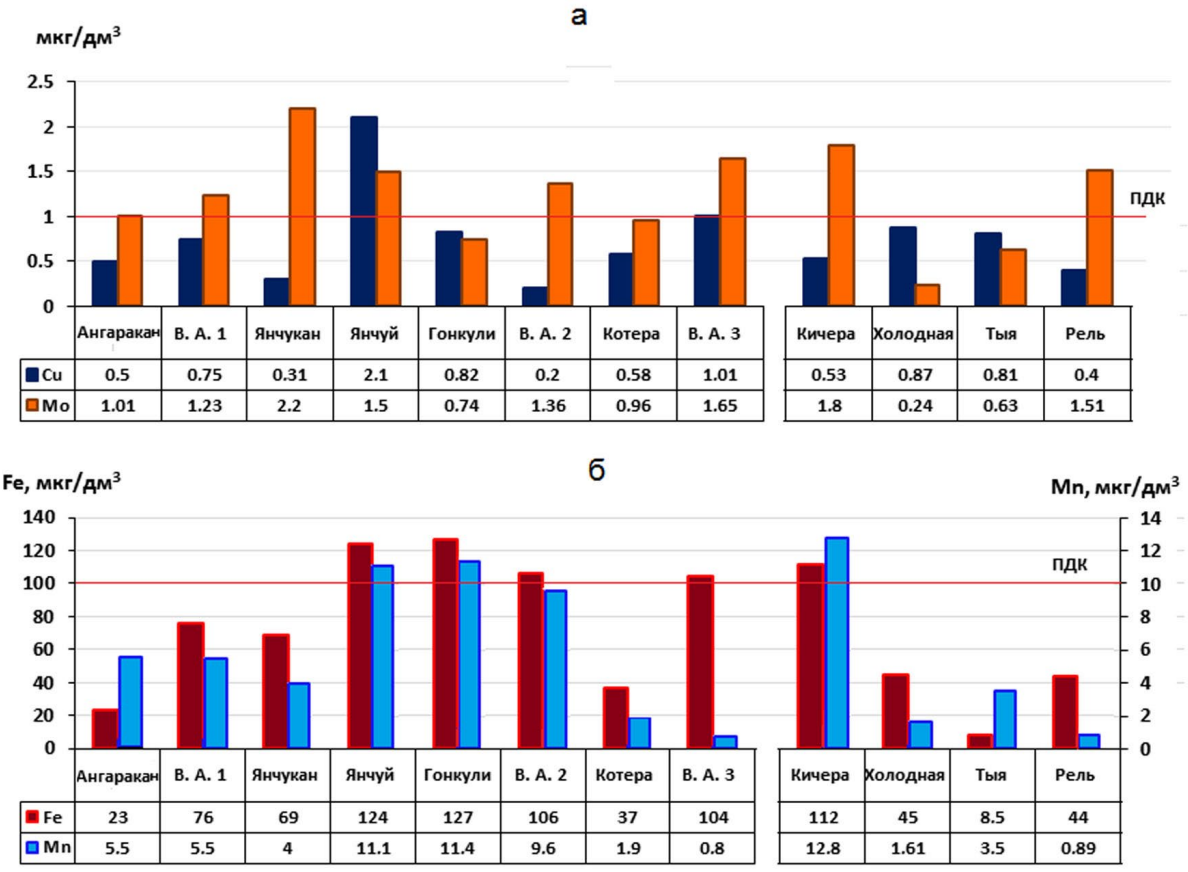


Рис.8. Результаты кластерного анализа распределения рек по микроэлементному составу.

верховье реки (В.А.1) – 12.3 тыс.кл./дм^3 и 9.8 мг/м^3, соответственно; максимальные значения регистрировали на устьевом участке (В.А.3), где численность фитопланктона превышала 4 млн.кл./дм^3, а биомасса 1 г/м^3.

В Таблице 3 представлены данные о биомассе и численности фитопланктона в воде притоков, впадающих в северную котловину Байкала. Значения сопоставимы с полученными для таковых в водах В. Ангары (за исключением приустьевого участка) и ее притоков.



	Ангаракан	В. А. 1	Янчукан	Янчуй	Гонкули	В. А. 2	Котера	В. А. 3	Кичера	Холодная	Тыя	Рель
Cu	0.5	0.75	0.31	2.1	0.82	0.2	0.58	1.01	0.53	0.87	0.81	0.4
Mo	1.01	1.23	2.2	1.5	0.74	1.36	0.96	1.65	1.8	0.24	0.63	1.51

	Ангаракан	В. А. 1	Янчукан	Янчуй	Гонкули	В. А. 2	Котера	В. А. 3	Кичера	Холодная	Тыя	Рель
Fe	23	76	69	124	127	106	37	104	112	45	8.5	44
Mn	5.5	5.5	4	11.1	11.4	9.6	1.9	0.8	12.8	1.61	3.5	0.89

Рис.9. Содержание меди и молибдена (а), железа и марганца (б) в речной воде, июль 2024 г.

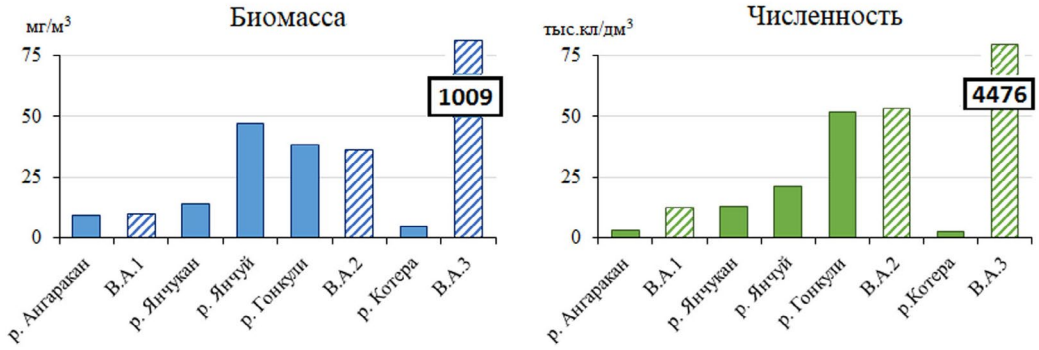


Рис.10. Биомасса (мг/м³) и численность (тыс.кл./дм³) фитопланктона в р. В. Ангара и ее притоках, июль 2024 г.

Видовое разнообразие водорослей на верхнем и среднем участках В. Ангары было заметно ниже (16 и 17 таксонов), чем на устьевом участке (69 таксонов). По числу видов в реке (В.А.1–В.А.2–В.А.3) преобладали зеленые (2–4–25) и диатомовые (8–10–20) водоросли. По биомассе в доминирующий комплекс входили диатомовые (42.5–46.3–63.2%), криптофитовые (3.8–39.0–30.9%) и сине-зеленые (51.0–7.3–1.1%) водоросли. (Рис. 11). В водах В. Ангары из диатомей преобладающими были виды рода *Stephanodiscus, Synedra, Cyclotella, Tabellaria, Aulacoseira,* из криптофитовых – *Rhodomonas pusilla, Cryptomonas sp.1,* сине-зеленые представлены *Oscillatoria* и *Phormidium.*

В воде притоков Янчукан, Янчуй, Гонкули и Кичера в составе фитопланктона присутствовали динофитовые водоросли (30-70%), представленные *Gyrodinium helveticum*. В Кичере и Тые регистрировали зеленые водоросли – до 25% в общем составе фитопланктона (Рис. 11).

3.4. Микробиология

Исследования групп микроорганизмов в р. В. Ангара и её притоках показали, что численность органотрофных бактерий в большинстве случаев в июле 2024 г. ниже, чем в 2012 г., и в среднем ставила 564 и 645 КОЕ/см³, соответственно (Таблица 4). Значения общего микробного числа (ОМЧ) в 2024 г. были на порядок ниже, чем в 2012 г.

Таблица 3. Биомасса и численность фитопланктона в притоках оз. Байкал, июль 2024 г.

Водотоки	Биомасса, мг/м³	Численность, тыс. кл/дм³
Кичера	44,5	18,8
Холодная	5,9	3,6
Тыя	44,7	39,9
Рель	3,7	1,6

Определение санитарных групп микроорганизмов в воде исследованных рек показало, что в 2012 и 2024 гг. большинство отобранных проб нестандартные. Соответствовали нормативам по всем показателям пробы В.А.3 в 2012 г. и В.А.2 в 2024 г. Одиннадцать из четырнадцати проб имели превышения численности энтерококков, при нормативном значении до 10 КОЕ/100 см³, она колебалась от 15 до 120 КОЕ/100 см³. В 2024 г. в водах всех исследованных водотоков значения *E. coli* не превышали нормы. В 2012 г. численность этого показателя выше 100 КОЕ/100 см³ отмечали в р. Гонкули (243 КОЕ/100 см³). В 2024 г. численность обобщенных колиформных бактерий (ОКБ) превышала норматив (500 КОЕ/100 см³) в водах р. Гонкули – 900 КОЕ/100 см³, р. Котера – 744 КОЕ/100 см³ и на устьевом участке В. Ангары (В.А.3) – 1640 КОЕ/100 см³.

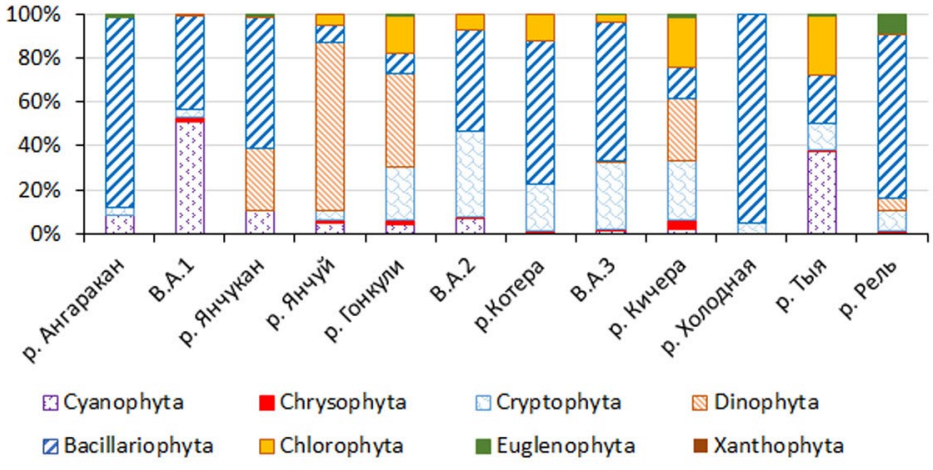


Рис.11. Относительный состав (по биомассе) фитопланктона в водотоках, июль 2024 г.

Таблица 4. Численность микроорганизмов в воде В. Ангары и ее притоков в июле 2012 и 2024 гг.

Водотоки	ОКБ, КОЕ/100 см³	Органотрофы, КОЕ/см³		ОМЧ, КОЕ/см³		*E. coli*, КОЕ/100 см³		Энтерококки, КОЕ/100 см³	
	2024 г.	2012 г.	2024 г.	2012 г.	2024 г.	2012 г.	2024 г.	2012 г.	2024 г.
р. Ангаракан	208	-	260	-	26	-	0	-	**15**
В.А.1	476	650	365	420	42	28	0	**30**	**16**
р. Янчукан	172	-	224	-	26	-	0	-	**31**
р. Янчуй	416	860	473	600	20	22	0	**120**	**17**
р. Гонкули	**900**	472	682	234	44	**243**	72	**18**	**43**
В.А.2	434	960	260	288	22	18	10	**30**	9
р. Котера	**744**	591	395	372	22	15	0	**40**	9
В.А.3	**1640**	338	1209	136	40	11	60	0	**42**
Норматив*	**Не более 500**					**Не более 100**		**Не более 10**	

Примечание: * – СанПиН 1.2.3685-21

Высокую численность микроорганизмов, превышающую допустимые по нормативам СанПиН наблюдали в р. Гонкули в 2012 г. (*E. coli* в 2.4 раза, энтерококки в 1.8 раза) и 2024 г. (ОКБ – 1.8 раза и энтерококки – 4.3 раза), а в нижнем течении р. В. Ангара в 2024 году регистрировали превышение ОКБ в 3.3 раза, энтерококков в 4.2 раза.

Микробиологические исследования рек Кичера, Холодная, Рель и Тыя, показали высокую численность органотрофных бактерий в рр. Кичера и Тыя, между годами отличия не значительные (Рис. 12). ОМЧ в воде рек в 2024 г. на порядок ниже, чем в 2012 г., за исключением р. Кичера, где численность отличалась не значительно и составила 112 и 182 и КОЕ/см³, соответственно. Отмечены не значительные превышения нормативов по содержанию микроорганизмов санитарно-показательных групп в 2024 г. в водах р. Кичера (энтерококки – 14 КОЕ/100 см³) и р. Тыя (ОКБ – 518 КОЕ/100 см³).

4. Выводы

Исследования в июле 2024 г. показали:

- Воды р. В. Ангара и исследованных притоков имеют схожий относительный ионный состав и относятся к гидрокарбонатно-кальциевым. Минерализация воды р. В. Ангара в июле возрастала от верховий к устью в 4 раза, в результате впадения более минерализованных притоков. По сравнению с июлем 2012 г. отмечено значительное увеличение содержания основных ионов в воде некоторых притоков (Янчуй, Котера) и в среднем течении В. Ангары. Суммарное содержание ионов здесь возросло в 2 раза.
- По содержанию соединений азота и фосфора качество воды исследованных притоков в основном характеризуется как «предельно чистые» и «чистые». Только воды р. Тыя в нижнем течении по содержанию Робщ. относились к классу «умеренной чистоты».
- По сравнению с июлем 2012 г. для большинства исследованных рек отмечено обогащение некоторыми микроэлементами (Li, Be, B, Al, Ti, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Sr, Mo, Cd, Sb, W, Pb, Th, U). При этом зафиксировано превышение в воде нормативов по меди (р. Янчуй и устьевой участок В. Ангары), молибдену (на всех створах В. Ангары, в рр. Ангаракан, Янчукан, Янчуй, Кичера и Рель), железу (рр. Янчуй, Гонкули, среднее и нижнее течение В. Ангары) и марганцу (рр. Янчуй, Гонкули, Кичера).

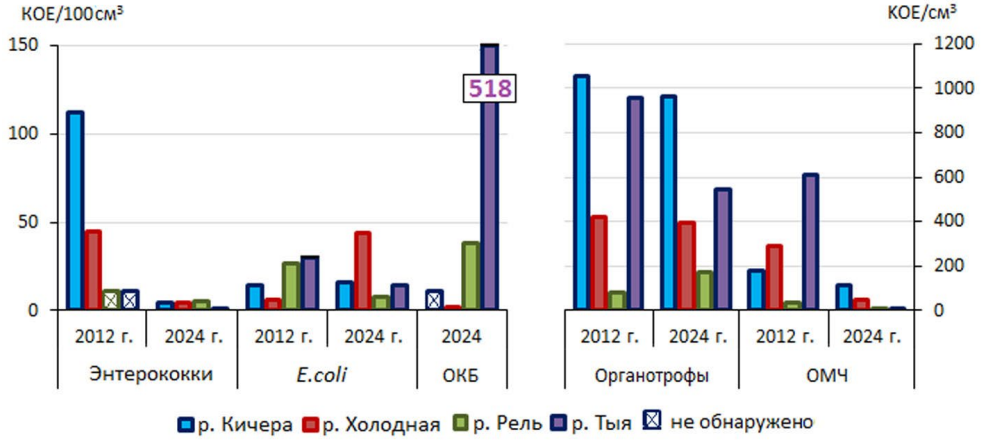


Рис.12. Численность микроорганизмов в воде притоков в июле 2012 и 2024 гг.

- Численность и биомасса фитопланктона в исследованных водотоках не значительны и в основном не превышают значений для олиготрофных водоемов. Исключение –нижний участок р. В. Ангара в районе пос. Верхняя Заимка, где численность и биомасса фитопланктона достигали величин характерных для мезотрофных водоемов.
- Общее микробное число в водах исследуемых притоков снизилась на порядок по сравнению с 2012 г. и составило в среднем 30 КОЕ/см^3. Определение санитарных групп микроорганизмов также показало тренд на улучшение качества вод. В 2024 г. отсутствуют превышения норматива численности *E. coli* с минимальными значениями равными нулю. Численность бактерий рода *Enterococcus* имела превышения допустимых значений в ряде рек, однако в основном была ниже, чем в июле 2012 г.

Благодарности

Работа выполнена в рамках тем государственного задания № 0279-2021-0005, № 0279-2021-0014 и № 0279-2021-0015.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Барам Г.И., Верещагин А.Л., Голобокова Л.П. 1999. Применение микроколоночной высокоэффективной жидкостной хроматографии с УФ-детектированием для определения анионов в объектах окружающей среды. Аналитическая Химия 54(9): 962–965.

Белых О.И., Бессудова А.Ю., Гладких А.С. и др. 2011. Руководство по определению биомассы видов планктона пелагиали оз. Байкал. Методическое пособие. Иркутск: Издательство ИГУ.

ГОСТ 31942–2012. 2014. Международный стандарт. Вода. Отбор проб для микробиологического анализа. М: Стандартинформ.

Государственный доклада «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2022 году». 2023. Министерство природных ресурсов и экологии РФ. Москва, С. 90–91

Кожова О.М., Мельник Н.Г. 1978. Инструкция по обработке проб планктона счетным методом. Иркутск: Издательство ИГУ.

Кошовский Т.С., Санин А.Ю., Пузанова Т.А. и др. 2019. Геохимическое воздействие Холоднинского свинцово-цинкового месторождения на аквальные ландшафты Северного Прибайкалья. Водное хозяйство России 5: 49–62.

МУК 4.2.3963–23. 2023. Бактериологические методы исследования воды. М: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора.

Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. Гидробиологический журнал 4: 62–76.

Поповская Г.И. 1991. Фитопланктон Байкала и его многолетние изменения (1958–1990 гг.). Автореферат диссертации доктора биологических наук, Центральный сибирский ботанический сад, Новосибирск, Россия.

Приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13 декабря 2016 года N 552, с изменениями на 13 июня 2024 года. 2016. «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

Распоряжение правительства Российской Федерации от 28 апреля 2021 г. URL: http://government.ru/docs/42120/ (дата обращения 01.08.2025).

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. 2009. В: Боева Л.В. (ред.). Р-н-Д: НОК.

СанПиН 1.2.3685-21. 2021. «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

Северо-Байкальский район Республика Бурятия. URL: https://ru.wikipedia.org/wiki/Северо-Байкальский_район (дата обращения 01.12.2024).

Томберг И.В., Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н. и др. 2024. Формирование химического состава вод Северного Байкала в зоне смешения с водами притоков. Метеорология и гидрология 3: 1–13. DOI: 10.52002/0130-2906-2024-3-98-110

Чебыкин Е.П., Сороковикова Л.М., Томберг И.В. и др. 2012. Современное состояние вод р. Селенги на территории России по главным компонентам и следовым элементам. Химия в интересах устойчивого развития 20(5): 613–631.

Aries S., Valladon M., Polvé M. et al. 2000. A Routine Method for Oxide and Hydroxide Interference Corrections in ICP-MS Chemical Analysis of Environmental and Geological Samples. Geostandards Newsletter 24: 19–31. DOI: 10.1111/j.1751-908X.2000.tb00583.x

Decapod fauna of the Chernaya River basin (Crimea)

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Statkevich S.V.[1,2]*, Chesnokova I.I.[1,2], Abliazov E.R.[1,3]

[1] *A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Russian Academy of Sciences, Sevastopol, 299011, Russia*
[2] *Research Center for Freshwater and Brackish Water Hydrobiology – Branch of the A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol, 299011, Russia*
[3] *A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071, Russia*

ABSTRACT. The results of hydrobiological studies of the Chernaya River basin are presented. The checklist of decapod crustaceans comprises 15 species from 12 families, with the majority (approximately 87 %) recorded in the estuarine section. A brief characterization of each species is provided. The decapod fauna is predominantly marine in origin (13 species), which is typical for estuarine zones. The native fauna of the Chernaya River is represented by only one species – the narrow-clawed crayfish *Pontastacus leptodactylus*. The current structure of the river system's decapod fauna is shaped by the diversity and dynamics of environmental factors and human activities. One driver of increased species diversity is the introduction of non-native species. Four alien species were reliably documented, including two first records for the Chernaya River basin: the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* and marbled crayfish *Procambarus fallax*. The biological traits of these species suggest a high likelihood of successful naturalization in the region.

Keywords: Decapod crustaceans, taxonomic composition, non-native species, Chernaya River, Crimea

For citation: Statkevich S.V., Chesnokova I.I., Abliazov E.R. Decapod fauna of the Chernaya River basin (Crimea) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 937-945. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-937

1. Introduction

The Chernaya River flows through the southwestern part of the Crimean Peninsula, extending 35 km in length with a drainage basin area of 427 km^2. It exhibits significant variations in channel slope along its course: the upper and middle reaches feature a mountainous character, while the lower section transitions into a typical lowland river with slow, smooth flow. Unlike most Crimean rivers, the Chernaya discharges into the sea within the Sevastopol Bay area (Oliferov and Timchenko, 2005).

A unique estuarine zone forms at the river's confluence with the bay, the boundaries of which shift upstream during onshore winds and low-water periods, and toward the upper part of the bay during floods and offshore winds. This dynamic results in substantial salinity fluctuations (0 – 17 ‰) within the area. The diversity of hydrological conditions contributes to the heterogeneous formation of the Chernaya River basin's fauna.

Despite the accessibility of the Chernaya River for research, studies on its decapod crustacean fauna remain scarce. Only a handful of publications address this taxonomic group in the area. Notably, a study on the genetic diversity of the invasive crab *Rhithropanopeus harrisii* (Slynko et al., 2017) reported seven decapod species from seven families in the river's estuarine zone. Additionally, in July 2018, the shrimp *Palaemon longirostris* – a species new to the Russian sector of the Black Sea – was recorded in the upper Sevastopol Bay (Statkevich, 2019).

Historical literature mentions the presence of the thick-clawed crayfish *Pontastacus pachypus* (Rathke, 1836) and the Caucasian freshwater crab *Potamon ibericum* (Marschall de Bieberstein, 1809) in the river, though their current occurrence remains unconfirmed (Makarov, 2004; Anosov and Timofeev, 2016). Given these gaps, compiling a comprehensive checklist of crustacean species inhabiting the Chernaya River remains a pressing task. The aim of this study is to assess the species diversity of decapod crustaceans in the Chernaya River basin.

*Corresponding author.
E-mail address: statkevich03@ibss-ras.ru (S.V. Statkevich)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 18, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

2. Materials and Methods

The material for the study consisted of hydrobiological samples collected from various sections of the Chernaya River between 2018 and 2024 (Fig. 1). Sampling of decapod crustaceans in the estuarine part of the river was carried out from a Yal-6 motorboat using a towed sledge net (hamseros type) with a semicircular opening (1.6 × 0.8 m) and a mesh size of 6.5 mm. The net was towed along the bottom at depths of 0.8 to 3 m, with an average tow distance of 50 m. In other sections, crustaceans were caught using fishing gear such as hand nets and traps with a mesh size of 3 – 5 mm.

The analysis of catches was carried out according to standard methods (Nizyaev et al., 2006; Cherkashina, 2007). During biological analysis, the zoological length (from the tip of the rostrum to the end of the telson) and commercial length (from the posterior edge of the eye orbit to the end of the telson) of crayfish were measured using calipers with an accuracy of 1 mm. Individual weight was determined using electronic scales with an accuracy of 0.01 g. Species names are given according to the current classification (WoRMS, 2025).

3. Results and Discussion

During the study period in the Chernaya River, 15 species of decapod crustaceans belonging to 12 families were collected and reliably identified. An annotated list of species is provided below.

ORDER DECAPODA

Family Astacidae Latreille, 1802

Pontastacus leptodactylus (Eschscholtz, 1823) – narrow-clawed crayfish. This freshwater species prefers slow-flowing water bodies and inhabits coastal areas, where it constructs shallow burrows in soft substrates among aquatic vegetation. Primarily nocturnal, it shelters in burrows or other hiding places during the day.

Family Cambaridae Hobbs, 1942

Procambarus fallax (Hagen, 1870) – marbled crayfish. This alien species is rapidly spreading in freshwater ecosystems. The animals thrive even in environmentally degraded habitats.

Family Crangonidae Haworth, 1825

Crangon crangon (Linnaeus, 1758) – common shrimp. This species inhabits sandy and silty-sandy substrates, where it burrows into the sediment. As a euryhaline species, it can tolerate relatively low salinity levels, though it is most abundant in brackish water areas.

Family Palaemonidae Rafinesque, 1815

Palaemon adspersus Rathke, 1836 – grass shrimp. A commercial species preferring shallow, sheltered estuaries, bays and inlets with sandy and silty-sandy substrates covered by seagrass and algae beds.

Palaemon elegans Rathke, 1836 – rock shrimp. Associated with rocky substrates vegetated by algae and seagrass. Tolerates significant freshening (below 2 ‰).

Palaemon longirostris H. Milne Edwards, 1837 – estuarine shrimp. An alien species found from the water's edge to depths of 17 m, preferring brackish waters of estuarine ecotones.

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 – oriental shrimp. An alien species recorded on sandy and silty substrates. Capable of surviving in wide ranges of water salinity and temperature.

Family Upogebiidae Borradaile, 1903

Upogebia pusilla (Petagna, 1792) – mud prawn. This species leads a cryptic lifestyle, constructing U-shaped burrows and forming colonies in sandy-mud substrates.

Family Callianassidae Dana, 1852

Necallianassa truncata (Giard & Bonnier, 1890) – burrowing shrimp. A small coastal species inhabiting soft sandy and sandy-mud substrates. These organisms lead a cryptic lifestyle, dwelling in complex branched burrow systems.

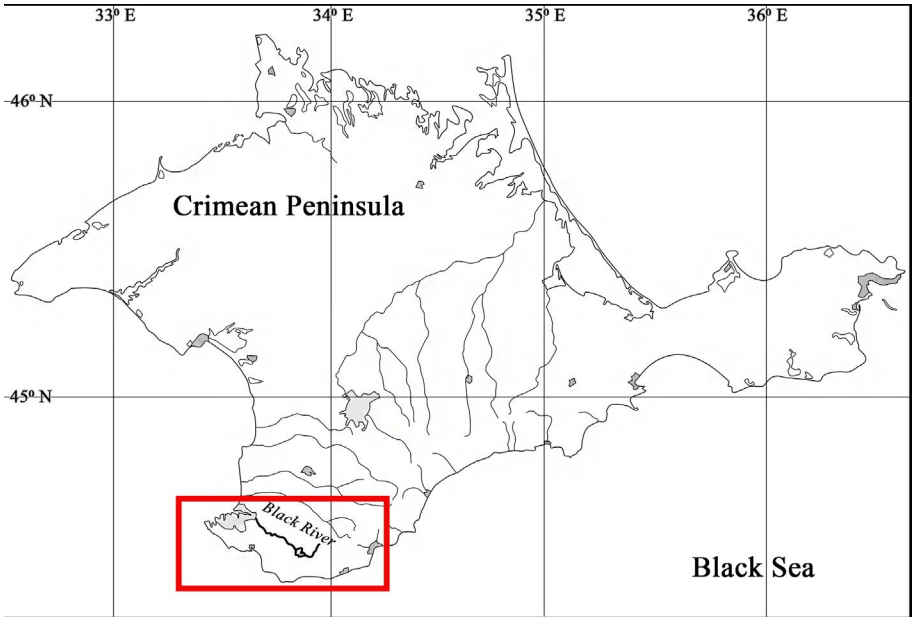


Fig.1. Map of the location of the Chernaya River.

Family Diogenidae Ortmann, 1892

Diogenes pugilator (Roux, 1829) – hermit crab. A highly abundant species preferring sandy and muddy-sand substrates. Typically inhabits shells of gastropods from genera *Nassa*, *Cerithium*, and juvenile *Rapana*.

Family Inachidae MacLeay, 1838

Macropodia czernjawskii (Brandt, 1880) – spider crab. It is found among fouling communities. Detecting these crabs is notably challenging due to their exceptional camouflage: the animal meticulously places algae, sponges, hydroids, etc., onto its carapace, rendering itself virtually indistinguishable from the substrate.

Family Polybiidae Paulson, 1875

Polybius vernalis (Risso, 1827) – grey swimming crab. A euryhaline species capable of tolerating brackish waters, recorded on sandy substrates or shell beds.

Family Carcinidae MacLeay, 1838

Carcinus aestuarii Nardo, 1847 – Mediterranean green crab. It inhabits sandy substrates or shell debris among seagrass and algal beds, less frequently on gravel or under stones. This species exhibits nocturnal activity.

Family Panopeidae Ortmann, 1893

Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841) – estuarine mud crab. A non-native euryhaline species preferring sandy and silty-sand substrates. It reaches its highest abundance in estuarine zones and areas with reduced salinity.

Family Varunidae H. Milne Edwards, 1853

Brachynotus sexdentatus (Risso, 1827) – Rock Crab. This species primarily inhabits sandy, silty-sand, and muddy substrates, as well as fine shell debris and fouling communities.

Species diversity is notably represented by only one family – Palaemonidae (4 species), while the remaining 11 families are each represented by a single species. The decapod fauna consists of 13 marine species of decapod crustaceans, which is typical for estuarine zones. Primarily, marine euryhaline species are recorded here, occurring even in highly desalinated waters (*C. crangon, P. adspersus, P. elegans, P. longirostris, P. macrodactylus, U. pusilla, D. pugilator, R. harrisii, B. sexdentatus*). Historical records indicate that the thick-clawed crayfish *P. pachypus* – a euryhaline species tolerant of salinities up to 14 ‰ – was documented in the Chernaya River during the mid-19th century. However, recent studies (Anosov and Timofeev, 2016) have failed to detect this species in the area.

The current structure of the decapod crustacean fauna in the Chernaya River is shaped by the diversity and dynamics of environmental factors and anthropogenic activities. One of the key drivers of increased species diversity is the introduction of non-native species. Of the 15 decapod species recorded in the Chernaya River basin, 4 are invasive. Historically, two non-native species were documented in the estuary: the shrimp *P. longirostris* and the crab *R. harrisii*. *P. longirostris* is known from only a single record, while *R. harrisii* has become well-established in the river mouth draining into Sevastopol Bay. This ecologically tolerant crab thrives in both freshwater and mesohaline habitats, exhibiting high survivorship and adaptive capacity. It now poses a significant threat to the native crab *B. sexdentatus*, whose population has declined sharply in recent years.

In summer 2022, the oriental shrimp *P. macrodactylus* was first documented in Crimean coastal waters within the estuarine ecotone zone. Initial sampling yielded 17 specimens in June 2022, with an additional 10 individuals collected in July 2022. Prior records in the Azov-Black Sea basin confirmed its presence along Romanian and Bulgarian coasts, Kerch Strait, Don River delta, and eastern Taganrog Bay (Statkevich, 2022). These Crimean records constitute a significant range expansion for this species in the region. The successful establishment likely results from its eurybiontic adaptations, particularly the capacity to tolerate broad salinity gradients and temperature fluctuations. The presence of *P. macrodactylus* in the study area is likely attributable to human-mediated transport via ship ballast water, which carries both adults and pelagic larvae. This hypothesis is further corroborated by the detection of shrimp specimens adjacent to the Sevastopol port facility.

The native freshwater decapod fauna of the Chernaya River is represented by a single species - the narrow-clawed crayfish *P. leptodactylus* (Fig. 2 a, b).

Published reports suggest the occurrence of the Caucasian freshwater crab *P. ibericum* in the river's protected watershed area (Makarov, 2004). However, these records remain unverified, and our surveys detected no specimens in the river system.

During the summer of 2024, while conducting expeditionary work in the water bodies of the Chernaya River basin, a new species of freshwater crayfish was discovered for the Russian fauna – the marbled crayfish, *Pr. fallax* (Fig. 2 c, d). The specimen (collected 18 June 2024 in the lower Chernaya River) was a female with zoological length 96.7 mm, commercial length 84.9 mm, and total weight 20.68 g. It exhibited the species' diagnostic carapace coloration and patterning (Fig. 2 d). This parthenogenetic freshwater species has rapidly colonized waterbodies across Europe, the Middle East (Israel), and Madagascar (Andriantsoa et al., 2019; Scheers et al., 2021; Carneiro et al., 2023). *Pr. fallax* reproduces exclusively through parthenogenesis – the first documented case of this reproductive strategy in decapod crustaceans. Even a single introduced individual can alter aquatic ecosystems by displacing native fish and decapod species. Most likely, the appearance of the marbled crayfish in the lower reaches of the River Chernaya resulted from intentional or accidental introduction during fish stocking of water bodies connected to the river or its tributaries. The high ecological plasticity of *Pr. fallax* suggests a substantial risk of its establishment throughout the Chernaya River system.

4. Conclusion

The revision of decapod crustacean fauna in the Chernaya River basin revealed that the current taxonomic composition of this order comprises 15 species from 12 families. These findings suggest comparatively



Fig.2. Collection site and morphology: (a, b) narrow-clawed crayfish (*Pontastacus leptodactylus*); (c, d) marbled crayfish (*Procambarus fallax*).

high decapod diversity in the Chernaya River, contrasting with the generally depauperate fauna of Crimean freshwater systems. Only three decapod species are documented throughout the peninsula's lotic and lentic habitats: *P. ibericum, P. leptodactylus*, and *Pr. fallax*.

Four non-native species have been reliably documented, including two newly recorded species (*P. macrodactylus* and *Pr. fallax*). The presence of novel species in the study area is probably linked to anthropogenic activities. The biological traits of these species suggest a high likelihood of successful naturalization in the region.

The decapod fauna is dominated by marine-origin species (13), which is typical for estuarine zones. The native fauna of the Chernaya River is represented by only one species: the narrow-clawed crayfish *P. leptodactylus*.

Acknowledgements

This work was carried out within the framework of IBSS state research assignment "Biodiversity as the basis for the sustainable functioning of marine ecosystems, criteria and scientific principles for its conservation" (No. 124022400148-4) and "Studying the features of the structure and dynamics of freshwater ecosystems of the Northern Black Sea Region" (No. 123101900019-5)

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Andriantsoa R., Tönges S., Panteleit J. et al. 2019. Ecological plasticity and commercial impact of invasive marbled crayfish populations in Madagascar. BMC Ecology 19:8. DOI: 10.1186/s12898-019-0224-1

Anosov S.E., Timofeev V.A. 2016. Vanishing of an isolated population of thick-clawed crayfish *Astacus pachypus* (Crustacea: Decapoda: Astacidae) in the Sevastopol Bay (Crimean Peninsula, Black Sea). Arthropoda Selecta 25(1): 63–66. DOI: 10.15298/arthsel.25.1.05

Carneiro V.C., Galil B., Lyko F. 2023. A voyage into the Levant: the first record of a marbled crayfish *Procambarus virginalis* (Lyko, 2017) population in Israel. BioInvasions Records 12(3): 829–836. DOI: 10.3391/bir.2023.12.3.18

Cherkashina N.Ya. 2007. Instruction manual on crayfish cultivation and dynamics of their population. Rostov-on-Don: Media-Polis. (In Russian)

Makarov Yu.N. 2004. Fauna of Ukraine. Decapod Crustaceans. Kyiv: Naukova Dumka. (In Russian)

Nizyaev S.A., Bukin S.D., Klitin A.K. et al. 2006. Guide to the Study of Commercial Crustaceans in the Far Eastern Seas of Russia. Yuzhno-Sakhalinsk: SakhNIRO. (In Russian)

Oliferov A.N., Timchenko Z.V. 2005. Rivers and Lakes of Crimea. Simferopol: Dolya. (In Russian)

Scheers K., Brys R., Abeel T. et al. 2021. The invasive parthenogenetic marbled crayfish *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 gets foothold in Belgium. BioInvasions Records 10(2): 326–340. DOI: 10.3391/bir.2021.10.2.11

Slynko Y.V., Pakunova E.N., Statkevich S.V. et al. 2017. Genetic diversity of invasive populations of the florida crab (*Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841): (Decapoda, Panopidae)) in the basin of the Black Sea on the data of the locus variability of cytochrome oxidase I mtDNA. Russian Journal of Genetics 53 (5): 623–629. DOI: 10.1134/S1022795417050106

Statkevich S. 2019. *Palaemon longirostris* (Decapoda, Caridea) is an alien species in the Russian sector of the Black Sea. Russian Journal of Biological Invasions 10(3): 263–265. DOI: 10.1134/S2075111719030123

Statkevich S.V. 2022. Prawn Palaemon macrodactylus (Decapoda, Palaemonidae) in the Don River Delta. Russian Journal of Biological Invasions 13(2): 259–263. DOI: 10.1134/S2075111722020114

WoRMS: World Register of Marine Species. 2025. URL: https://www.marinespecies.org

Краткое сообщение

Фауна десятиногих ракообразных бассейна реки Черной (Крым)

Статкевич С.В.[1,2]*, Чеснокова И.И.[1,2], Аблязов Э.Р.[1,3]

[1] *Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук, проспект Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Россия*
[2] *Научно-исследовательский центр пресноводной и солоноватоводной гидробиологии – филиал ФИЦ ИнБЮМ, Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Россия*
[3] *Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова Российской академии наук, Ленинский проспект, 33, Москва, 119071, Россия*

АННОТАЦИЯ. Приводятся результаты гидробиологических исследований бассейна реки Чёрной. Список видов десятиногих ракообразных насчитывает 15 видов из 12 семейств, большинство из которых (примерно 87 %) зарегистрировано в эстуарной части реки. Дана краткая характеристика для каждого вида. Основу фауны десятиногих ракообразных составляют морские по происхождению виды (13), что типично для эстуарных зон. Аборигенная фауна реки Черной представлена только одним видом – длиннопалым речным раком *Pontastacus leptodactylus*. Особенности современной структуры фауны десятиногих ракообразных речной системы определяются разнообразием и динамичностью факторов среды обитания и хозяйственной деятельности человека. Одной из причин увеличения видового разнообразия фауны является вселение чужеродных видов. Достоверно установлены находки 4 аллохтонных видов, из которых 2 зарегистрированы впервые для бассейна реки Черной: восточная креветка *Palaemon macrodactylus* и мраморный рак *Procambarus fallax*. Особенности биологии этих видов позволяют предположить высокую вероятность их успешной натурализации в регионе.

Ключевые слова: Десятиногие ракообразные, таксономический состав, чужеродные виды, река Черная, Крым

Для цитирования: Статкевич С.В., Чеснокова И.И., Аблязов Э.Р. Фауна десятиногих ракообразных бассейна реки Черной (Крым) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 937-945. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-937

1. Введение

Река Черная протекает на юго-западе Крымского полуострова, ее протяженность составляет 35 км, площадь водосборного бассейна – 427 км^2. Для нее характерны большие колебания уклонов русла по долине: в верхней и средней части – это горная река, а в нижней – типичная равнинная с медленным, плавным течением. В отличие от большинства крымских рек Черная впадает в море, в районе Севастопольской бухты (Олиферов и Тимченко, 2005). На участке впадения реки в бухту формируется уникальная для Крыма эстуарная зона, границы которой, при нагонных ветрах и маловодности реки перемещаются вверх по течению, а при паводках и сгонных ветрах – в верхнюю часть бухты. Благодаря этому участок характеризуется большими колебаниями солености от 0 до 17 ‰. Разнообразие условий обуславливает и неоднородность формирования фауны бассейна реки Черной.

По фауне десятиногих ракообразных реки Черной, несмотря на доступность данного водотока для исследований, количество публикаций единично. Известно, что в статье, посвященной генетическому разнообразию инвазионных популяций краба *Rhithropanopeus harrisii* (Slynko et al., 2017), непосредственно для эстуарной зоны реки Чёрной указывается 7 видов десятиногих раков, относящихся к 7 семействам. В июле 2018 г. в верхней части Севастопольской бухты был зарегестрирован новый для российского сектора Чёрного моря вид креветок – *Palaemon longirostris* (Statkevich, 2019). В литературе есть указания на присутствие в реке толстопалого рака *Pontastacus pachypus* (Rathke, 1836) и Кавказского пресноводного краба *Potamon ibericum* (Marschall de Bieberstein, 1809), однако современные

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: statkevich03@ibss-ras.ru (С.В. Статкевич)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 18 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

исследования не подтверждают их обитание в данном водотоке (Макаров, 2004; Anosov and Timofeev, 2016). На основании выше сказанного, формирование наиболее полного списка видов ракообразных, населяющих водный объект, не теряет своей актуальности. Цель настоящей работы – оценка видового разнообразия десятиногих ракообразных реки Черной.

2. Материал и методы

Материалом для работы послужили гидробиологические сборы, проведенные в течение 2018–2024 гг. на разных участках реки Черной (Рис. 1). Отбор проб десятиногих ракообразных в эстуарной части реки осуществляли с моторной лодки «Ял-6» буксируемым саком из хамсероса (входное отверстие полукруглой формы размером 1.6 × 0.8 м, сетная дель с размером ячеи 6.5 мм). Облов проводили в касании сака с дном на глубинах от 0.8 до 3 м, протяжённость траловой дистанции в среднем составляла 50 м. На других участках отлов ракообразных проводился при помощи таких орудий лова, как сачки и ловушки с размером ячеи 3 – 5 мм.

Анализ уловов проводили согласно общепринятым методикам (Низяев и др., 2006; Черкашина, 2007). При проведении биологического анализа у речных раков измеряли зоологическую (от острия рострума до конца тельсона) и промысловую (от заднего края орбиты глаза до конца тельсона) длину с помощью штангенциркуля с точностью до 1 мм. Индивидуальную массу определяли с помощью электронных весов с точность до 0,01 г. Названия видов приведены согласно современной классификации (WoRMS, 2025).

3. Результаты и обсуждение

За период исследований, проводимых на реке Черной, выловлено и достоверно определено 15 видов десятиногих ракообразных, принадлежащих к 12 семействам. Ниже представлен аннотированный список видов.

Отряд десятиногие ракообразные – Decapoda

Семейство Astacidae Latreille, 1802

Pontastacus leptodactylus (Eschscholtz, 1823) – узкопалый рак. Пресноводный вид, предпочитает слабопроточные водоемы, встречается в прибрежной зоне, где строит неглубокие норы в мягком грунте, в зарослях водной растительности. Преимущественно ведет ночной образ жизни, днем прячется в укрытиях или норе.

Семейство Cambaridae Hobbs, 1942

Procambarus fallax (Hagen, 1870) – мраморный рак. Чужеродный вид, быстро распространяется в пресных водоемах. Животные хорошо адаптируются в экологически неблагоприятных условиях.

Семейство Crangonidae Haworth, 1825

Crangon crangon (Linnaeus, 1758) – песчаная креветка. Обитает на песчаных и песчано-илистых грунтах, закапывается в грунт. Эвригалинный вид, может переносить достаточно низкую соленость, однако наибольшее распространение приурочено к солоноватоводным участкам.

Семейство Palaemonidae Rafinesque, 1815

Palaemon adspersus Rathke, 1836 – травяная креветка. Промысловый вид, предпочитает мелководные, закрытые от волнения лиманы, бухты и заливы с песчаными и илисто-песчаными грунтами, покрытые зарослями морских трав и водорослей.

Palaemon elegans Rathke, 1836 – каменная креветка. Приурочен к каменистым грунтам с зарослями водорослей и морских трав. Переносит значительное опреснение (менее 2‰).

Palaemon longirostris H. Milne Edwards, 1837 – эстуарная креветка. Чужеродный вид, встречается от уреза воды до глубины 17 м, предпочитает солоноватые воды эстуарных экотонов.

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 – восточная креветка. Чужеродный вид, отмечен на песчаных и илистых грунтах. Креветка способна существовать в широких диапазонах солености и температуры воды.



Рис.1. Карта-схема расположения реки Черная.

Семейство Upogebiidae Borradaile, 1903

Upogebia pusilla (Petagna, 1792) – морской крот. Ведет скрытый образ жизни, строит норки U-образной формы, формируя поселения на песчано-илистых грунтах.

Семейство Callianassidae Dana, 1852

Necallianassa truncata (Giard & Bonnier, 1890) – морской рак. Прибрежный мелкий вид, обитает на мягких песчаных и песчано-илистых субстратах. Ведут скрытый образ жизни, обитая в разветвленных норах.

Семейство Diogenidae Ortmann, 1892

Diogenes pugilator (Roux, 1829) – рак-отшельник. Массовый вид, предпочитает песчаные и песчано-илистые грунты. Обычно занимает раковины *Nassa, Cerithium* и молоди *Rapana*.

Семейство Inachidae MacLeay, 1838

Macropodia czernjawskii (Brandt, 1880) – краб-паук. Встречается среди обрастаний. Обнаружить этих крабов достаточно сложно, поскольку они способны хорошо маскироваться: животное аккуратно размещает на своем панцире водоросли, губки, гидроиды и т.д., что позволяет ему становится практически незаметными на субстрате.

Семейство Polybiidae Paulson, 1875

Polybius vernalis (Risso, 1827) – краб-плавунец. Эвригалинный вид, способен переносить опреснение, отмечен на песчаных грунтах или ракушечниках.

Семейство Carcinidae MacLeay, 1838

Carcinus aestuarii Nardo, 1847 – травяной краб. Встречается на песчаных грунтах или ракуши, среди зарослей морских трав и водорослей, реже на гравии или под камнями. Проявляет ночную активность.

Семейство Panopeidae Ortmann, 1893

Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841) – голландский краб. Чужеродный эвригалинный вид, предпочитает песчаные и песчано-илистые субстраты. Наибольшей численности достигает в эстуарных зонах и районах с пониженной соленостью.

Семейство Varunidae H. Milne Edwards, 1853

Brachynotus sexdentatus (Risso, 1827) – прибрежный краб. Обитает преимущественно на песчаном, песчано-илистом и илистом грунтах, на мелком ракушечнике, а также в обрастаниях.

По видовому разнообразию выделяется только одно семейство – Palaemonidae (4 вида), остальные 11 семейств представлены одним видом каждое. Основу фауны Decapoda составляют 13 морских видов десятиногих ракообразных, что типично для эстуарных зон. В основном здесь отмечаются морские эвригалинные виды, которые встречаются в сильно опресненной воде (*C. crangon, P. adspersus, P. elegans, P. longirostris, P. macrodactylus, U. pusilla, D. pugilator, R. harrisii, B. sexdentatus*). Так же из литературы известно, что в середине 19 века в реке Черной отмечалось присутствие толстопалого рака *P. pachypus* – эвригалинного рака, встречающегося в воде с соленостью до 14 ‰. Однако современные исследования (Anosov and Timofeev, 2016) не подтвердили наличие этого вида в водоёме.

Особенности современной структуры фауны десятиногих ракообразных реки Черной определяются разнообразием и динамичностью факторов среды обитания и хозяйственной деятельности человека. Одной из причин увеличения видового разнообразия фауны является вселение чужеродных видов. Так из 15 видов десятиногих ракообразных, отмеченных в бассейне реки Чёрной, 4 приходится на инвазивные виды. Ранее в эстуарии были зарегистрированы два чужеродных вида: креветка *P. longirostris* и краб *R. harrisii*. *P. longirostris* известен по единственной находке. *R. harrisii* является весьма обычным в устье реки, впадающей в Севастопольскую бухту. Экологически толерантный вид, обитает в пресных и мезогалинных водах, демонстрирует высокую выживаемость и адаптивные способности. Представляет основную угрозу для местного вида – *Br. sexdentatus,* численность которого в последние годы значительно сократилась.

Летом 2022 г. в пределах эстуарного экотона впервые для Крымского побережья была обнаружена восточная креветка *P. macrodactylus*. Первые 17 экземпляров были выловлены в июне 2022 года, ещё 10 особей – в июле того же года. Ранее в Азово-Черноморском бассейне было достоверно известно об обнаружении этого вида у берегов Румынии и Болгарии, в Керченском проливе, в дельте Дона и восточной части Таганрогского залива (Statkevich, 2022). Обнаружение *P. macrodactylus* у берегов Крыма расширяет известные границы ареала вида. Успешная интродукция этого вида, вероятно, обусловлена его эврибионтностью, способностью существовать в широких диапазонах солёности и температуры. Появление *P. macrodactylus* в районе исследования можно объяснить хозяйственной деятельностью человека – перенос, как взрослых особей, так и пелагических личинок, с балластными водами судов. Подтверждением данного предположения служит обнаружение креветок в непосредственной близости от портовой зоны Севастополя.

Аборигенная пресноводная фауна десятиногих ракообразных в реке Черной представлена единственным видом – длиннопалым речным раком *P. leptodactylus* – (Рис. 2 а, б).

Согласно литературным данным, в водоохранной зоне реки отмечалось присутствие кавказского пресноводного краба *P. ibericum* (Макаров, 2004). Однако достоверность этих сведений вызывает сомнения, так как подтверждающие данные отсутствуют. Проведённые нами исследования не выявили присутствия данного вида в речной системе.

В тоже время летом 2024 г. в ходе экспедиционных работ, проводимых на водных объектах, относящихся к бассейну реки Черная, был обнаружен новый для российской фауны вид пресноводных раков – мраморный рак *Pr. fallax* (Рис. 2 в, г). Исследуемый образец был выловлен 18 июня 2024 года в нижнем течении р. Черной. Рассматриваемый экземпляр – самка, с зоологической длиной 96,7 мм и промысловой длиной 84,9 мм, общей массой 20,68 г. Исследуемый образец обладал характерным



Рис.2. Место вылова и внешний вид: узкопалого (*Pontastacus leptodactylus*) (а, б) и мраморного (*Procambarus fallax*) (в, г) раков.

для данного вида окрасом и рисунком на карапаксе (Рис. 2 г). Это новый партеногенетический пресноводный вид, который быстро распространился в водоемах Европы, Ближнего Востока (Израиль) и Мадагаскара (Andriantsoa et al., 2019; Scheers et al., 2021; Carneiro et al., 2023). *Pr. fallax* размножается исключительно путем партеногенеза. Это первый известный пример использования подобной репродуктивной стратегии для десятиногих раков, которая при попадании в водоем или водоток с пресной водой позволяет даже одному экземпляру изменить водную экосистему, вытесняя местные виды рыб и десятиногих ракообразных. Вероятнее всего, появление мраморного рака в нижнем течении р. Черной произошло в результате преднамеренного или случайного вселения при зарыблении водоемов, сопряженных с рекой либо ее притоками. Высокая экологическая пластичность *Pr. fallax* указывает на значительный риск его натурализации во всей системе реки Чёрной.

4. Заключение

В результате ревизии фауны десятиногих ракообразных бассейна реки Черной было установлено, что современный таксономический состав данного отряда насчитывает 15 видов из 12 семейств. Полученные результаты говорят об относительно высоком видовом разнообразии данной реки, поскольку водные системы Крыма не отличаются богатством видового состава десятиногих раков. В пресноводных водоёмах и водотоках полуострова отмечено всего 3 вида: P. *ibericum, P. leptodactylus, Pr. fallax*.

Достоверно установлены находки 4 чужеродных видов, из которых 2 зарегистрированы впервые (*P. macrodactylus* и *Pr. fallax*). Появление новых видов в районе исследования вероятно связано с хозяйственной деятельностью человека. Особенности биологии этих видов позволяют предположить высокую вероятность их успешной натурализации в данном регионе.

Основу фауны десятиногих ракообразных составляют морские по своему происхождению виды (13) что типично для эстуарных зон. Аборигенная фауна реки Черной представлена только одним видом: длиннопалый речной рак *P. leptodactylus.*

Благодарности

Исследование выполнено в рамках государственного задания «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№ 124022400148-4), «Изучение особенностей структуры и динамики пресноводных экосистем Северного Причерноморья» (№ 123101900019-5) для Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Макаров Ю.Н. 2004. Фауна Украины. Десятиногие ракообразные. Киев: Наукова думка.

Низяев С.А., Букин С.Д., Клитин А.К. и др. 2006. Пособие по изучению промысловых ракообразных дальневосточных морей России. Южно-Сахалинск: СахНИРО.

Олиферов А.Н., Тимченко З.В. 2005. Реки и озёра Крыма. Симферополь: Доля.

Черкашина Н.Я. 2007. Сборник инструкций по культивированию раков и динамике их популяций. Ростов-на-Дону: «Медиа-полис».

Anosov S.E., Timofeev V.A. 2016. Vanishing of an isolated population of thick-clawed crayfish *Astacus pachypus* (Crustacea: Decapoda: Astacidae) in the Sevastopol Bay (Crimean Peninsula, Black Sea). Arthropoda Selecta 25(1): 63–66. DOI: 10.15298/arthsel.25.1.05

Andriantsoa R., Tönges S., Panteleit J. et al. 2019. Ecological plasticity and commercial impact of invasive marbled crayfish populations in Madagascar. BMC Ecology 19:8. DOI: 10.1186/s12898-019-0224-1

Scheers K., Brys R., Abeel T. et al. 2021. The invasive parthenogenetic marbled crayfish *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 gets foothold in Belgium. BioInvasions Records 10(2): 326–340. DOI: 10.3391/bir.2021.10.2.11

Carneiro V.C., Galil B., Lyko F. 2023. A voyage into the Levant: the first record of a marbled crayfish *Procambarus virginalis* (Lyko, 2017) population in Israel. BioInvasions Records 12(3): 829–836. DOI: 10.3391/bir.2023.12.3.18

Slynko Y.V., Pakunova E.N., Statkevich S.V. et al. 2017. Genetic diversity of invasive populations of the florida crab (*Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841): (Decapoda, Panopidae)) in the basin of the Black Sea on the data of the locus variability of cytochrome oxidase I mtDNA. Russian Journal of Genetics 53 (5): 623–629. DOI: 10.1134/S1022795417050106

Statkevich S. 2019. *Palaemon longirostris* (Decapoda, Caridea) is an alien species in the Russian sector of the Black Sea. Russian Journal of Biological Invasions 10(3): 263–265. DOI: 10.1134/S2075111719030123

Statkevich S.V. 2022. Prawn Palaemon macrodactylus (Decapoda, Palaemonidae) in the Don River Delta. Russian Journal of Biological Invasions 13(2): 259–263. DOI: 10.1134/S2075111722020114

WoRMS: World Register of Marine Species. 2025. URL: https://www.marinespecies.org

Possibilities of assessing the state of Lake Baikal surface water using Google Earth Engine

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Boldanova E.V.*

Baikal State University, Lenin Street, 11, Irkutsk, 664003, Russia

ABSTRACT. The use of remote sensing (RS) data is associated with many difficulties that lead to high labor and computer resource costs. The use of cloud computing greatly simplifies this work. The aim of this study was to demonstrate the possibilities of Google Earth Engine (GEE) for assessing the state of Lake Baikal surface water. An overview of the datasets on the GEE platform was made. The available data processing algorithms were reviewed. It was noted that, in addition to standard methods of stationary processing of satellite images, the GEE platform offers quite complex machine learning methods. For example, Random Forest method significantly improves the accuracy of the results. In addition, the possibilities of constructing a composite from Sentinel-2, Landsat-8, MODIS satellite images, calculating spectral indices to determine the boundaries of water bodies, estimating surface temperature, chlorophyll-a concentration, Secchi disk transparency in selected areas of the water body are shown. It is necessary to control the accuracy of the data and compare it with field research data. The results of RS data processing can be used as additional material during monitoring the state of water bodies. Processing is carried out in the cloud using the JavaScript programming language. It is possible to create applications for interactive use. It is advisable to use GEE possibilities for operational monitoring and analysis of changes in water bodies based on large data sets available on the platform.

Keywords: Google Earth Engine, Landsat, Sentinel, MODIS, JavaScript, Baikal, surface water

For citation: Boldanova E.V. Possibilities of assessing the state of Lake Baikal surface water using Google Earth Engine // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 946-959. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-946

1. Introduction

Processing remote sensing(RS) data to assess the state of water bodies is a rather laborious and resource-intensive process. The use of cloud computing on the Google Earth Engine (GEE) platform will significantly facilitate this work (Velastegui-Montoya et al., 2023; Wang et al., 2018). This platform was launched back in 2010 (Zhao et al., 2021), five years after the appearance of Google Earth (GE). Unlike GE, the main purpose of GEE is not visualization, but the processing of large remote sensing (RS) data sets, time series analysis, modeling and forecasting. For a long time, the use of GEE was limited, but by 2020, hundreds of publications appeared with the results of research conducted using GEE (Zhao et al., 2021). The GEE platform is an interdisciplinary tool that allows solving problems in various fields, including land and water resource management. Representatives from the United States, China, India and the United Kingdom have made significant contributions to the development of GEE (Sharnagat et al., 2025; Zhao et al., 2021). Various regions are covered, but Africa, Central Asia and Eastern Europe are underrepresented (Sharnagat et al., 2025). For the Lake Baikal region, the use of GEE possibilities is important in the context of water resource management (Verkhozina et al., 2022, Sukhodolov et al., 2020a; 2020b). Despite the interdisciplinary nature of GEE, the geospatial data available on the platform may not have global coverage and the processing algorithms may not be universal. Therefore, when seeking solutions to various problems related to the processing of remote sensing data, it is necessary to take this limitation into account. Another limitation may be the lack of verification of the accuracy of the data obtained, which becomes a certain difficulty with the appearance of an increasing number of ready-made data sets in GEE. The platform provides access to satellite images, such as Landsat, Sentinel, MODIS, as well as ready-made datasets (Velastegui-Montoya et al., 2023). The result can be interactive visualization, calculations and numerical values, diagram construction and object

*Corresponding author.
E-mail address: boldanova@mail.ru (E.V. Boldanova)

Received: August 01, 2025; ***Accepted:*** August 18, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

classification based on standard technologies or using machine learning (Mayer et al., 2021). It is possible to create applications to access research results. To work on the GEE platform, you need a Google account, some knowledge of JavaScript programming (Gandhi, 2023) and Internet access. The Code Editor Earth Engine is the foundation of GEE. Currently, the GEE environment offers the ability to develop applications. Applications are implemented through a browser, so users do not need to have programming skills. Within the applications users can form specific queries and visualize the results.

2. Materials and Methods

The most commonly used multi-temporal datasets in GEE are Landsat-5, 7, 8 and 9 (Jin et al., 2023; Nguyen et al., 2019; Sharnagat et al., 2025; Sreekanth et al., 2021; Wang et al., 2018; Wang et al., 2019; Yue et al., 2023). These are medium spatial resolution (30 m) images with global coverage and 8-day repeatability (after the launch of Landsat-9). Less commonly used are MODIS images, which have lower spatial resolution (250-1000 m), but daily global coverage of the Earth. Another popular dataset is Sentinel-2 with spatial resolution up to 10 m (Chen and Zhao, 2022; Kwong et al., 2022).

In addition to satellite image sets there are sets of pre-processed data, such as JRC Global Surface Water Mapping (JRC GSWM) (Pekel et al., 2016). Based on Landsat images from 1984 to 2021 pixels were classified as "land/non-land" and the frequency of water presence and other parameters were determined. There are also derivative datasets based on JRC GSWM with monthly and annual average data. Some datasets may be of interest for analyzing water bodies in Russia, for example, the CHIRPS (InfraRed Precipitation with Station data) system Climate Hazards Center (Funk et al., 2015) with data on precipitation distribution from 1981 to the present. But this data covers the Earth's territory from 50 degrees south latitude to 50 degrees north latitude. Practically all of Russia does not fall within this zone.

The GEE platform allows you to implement various algorithms in addition to accessing datasets. All methods of assessing water resources are divided into determining quantitative characteristics (delineating the boundaries of water bodies, assessing their area and volume) and qualitative parameters (chlorophyll-a concentration, turbidity, temperature, color). (Hasan et al., 2024). The spectral indices NDWI, MNDWI, and AWEI for determining the boundaries of water bodies can be calculated in GEE (Sreekanth et al., 2021; Nguyen et al., 2019; Wang et al., 2018; Kwong et al., 2022). In addition to these standard calculations, GEE has machine learning algorithms. The most popular method is Random Forest, which provides more accurate results according to many researchers (Gandhi, 2023; Sharnagat et al., 2025; Sreekanth et al., 2021, Wang et al., 2018, Yue et al., 2023).

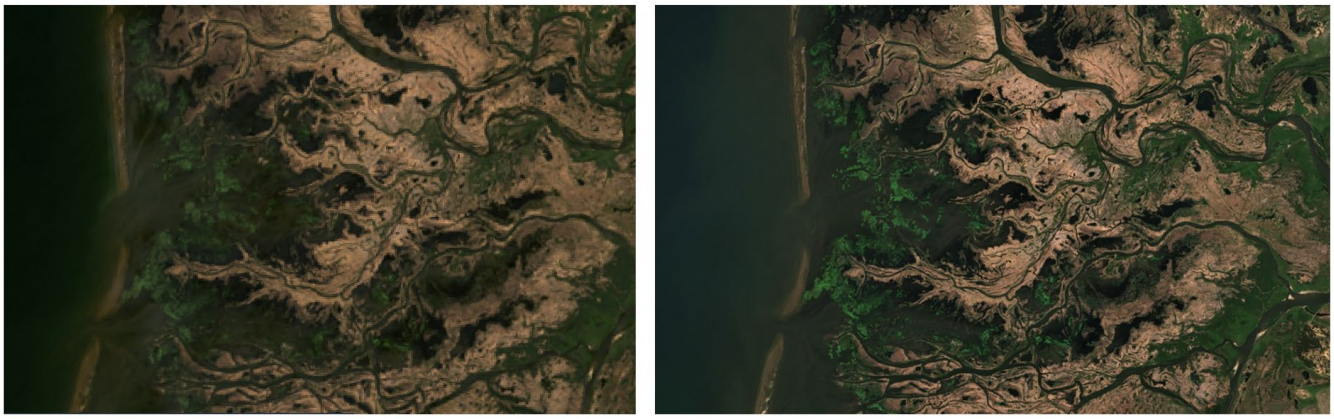
Analysis of spatio-temporal changes can be performed using an index-pixel algorithm, which allows assessing the transformations of water bodies over significant periods of time (Wang et al., 2019).

To organize operational monitoring of water bodies, training samples based on data obtained in the field are used. It is necessary to use various sources and take into account seasonality (Yue et al., 2023). This allows for greater accuracy of results compared to using only spectral indices or ready-made datasets. In situ data should be within one day of satellite imagery. It is necessary to determine the buffer size for the sampling point, ideally four pixels. The data obtained from satellite imagery may contain noise (artifacts, shadows, haze, glare), so it is recommended to evaluate the noise and exclude it from the sample. This can be based on the Tukey's method (Kwong et al., 2022) or on clustering. In addition to training samples, test samples must be selected to obtain accurate prediction results.

Imaging from space is carried out under various atmospheric and lighting conditions, so the use of spectral channel values directly is undesirable; data normalization is necessary. Either two-channel or three-channel normalization is usually used for this purpose (Kwong et al., 2022). The correlation of spectral channel values with the studied water parameters is assessed before this. Usually, the optical characteristics of water bodies are assessed, which is generally accepted and widely applicable. However, attempts are being made to identify relationships between the spectral channel values of images and, for example, the concentration of dissolved oxygen, silica, etc. It is possible that the good results obtained regarding the strength of their relationship were explained by the combined influence of several factors, both those with optical characteristics and those without. The values of chlorophyll-a (Chl-a), suspended solids (SS), and turbidity (NTU) or transparency (Hasan et al., 2024; Jin et al., 2023; Kwong et al., 2022). Despite the recognized reliability of these water parameters, a permissible error for estimation is determined. The most vulnerable indicator is chlorophyll-a concentration, for which the error threshold is set at 35% for the open ocean (Kwong et al., 2022).

It is possible to include not only spectral channel values in the dataset, but also spectral indices, as well as digital elevation model (DEM) and terrain model (TM) data to improve the accuracy of classification and forecasting in GEE. DTM data consists of the "first derivatives" of elevation values: slopes and aspect. DEM can change significantly as a result of natural phenomena (floods, tsunamis, landslides, mudslides) and Sentinel-1 survey data, which is also available in GEE, is used to track them (Chen and Zhao, 2022). The feasibility of including additional data is assessed by the change in the overall classification accuracy, the kappa coefficient. It is important not to overload the model, which can lead to overfitting.

The Selenga River delta with the adjacent lake area was selected for Lake Baikal to demonstrate the possibility of assessing the state of surface waters. It is possible to construct an image in GEE using satellite images based on a composite of several images, which is very important in cases of heavy cloud cover in the region. An example of visualization using Landsat-8 and Sentinel-2 images is shown in Fig. 1.



a) Sentinel-2 June 2025 b) Landsat-8 June 2025

Fig.1. Example of visualization using Sentinel-2 (a) and Landsat-8 (b) images.

The example shows roughly similar results (no haze or cloud cover), but the composite based on Sentinel-2 images has a higher spatial resolution.

An example of calculating the spectral index to determine the boundaries of water bodies is shown in Fig. 2. The results can be converted to vector format and exported.

Accuracy assessment is important when determining the boundaries of water bodies. The error matrix for calculating the accuracy coefficient is based on a comparison of the calculated data with the reference area. The overall accuracy was about 80% and the kappa coefficient was 0.6 for our example. The GEE platform has a built-in algorithm for determining errorMatrix and accuracy.

3. Results and Discussion

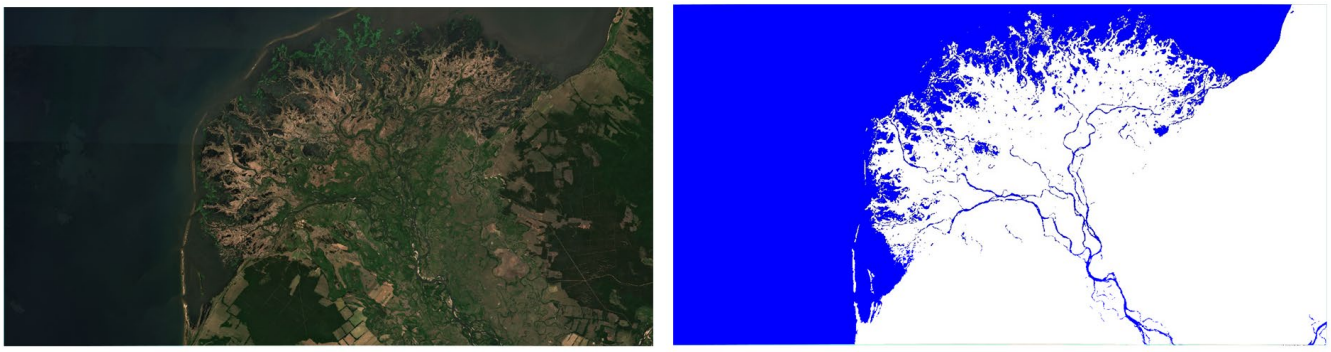
Sentinel-2 images have an average spatial resolution of 10 m and can be used to analyze both the entire lake area and its individual sections. We can cite the calculation of chlorophyll-a concentration and Secchi disk transparency surface water based on models from the study (Boldanova, 2022) as an example (Figs. 3 and 4).

Modern cloud services provide an excellent opportunity to analyze the state of water bodies using satellite images with global coverage, as well as ready-made data sets. In this study, various datasets were used to analyze the dynamics of the shoreline of the sandbar separating Posolsky Sor Bay from Lake Baikal using Google Earth Engine (GEE) and JavaScript programming.

The sandbar separating Posolsky Sor Bay is located in the southern part of the lake and consists of two parts, northern and southern. The height of the bar is small, and the coastline is subject to constant change due to seasonal fluctuations in the water level in Lake Baikal, storms, and currents. Of interest is the change in the area of the bar and the direction of the changes.

We have at our disposal a set of processed Landsat 5, 7, and 8 images for the period 1984–2021. JRC Yearly Water Classification History (Pekel et al., 2016), where each pixel was assessed as water/non-water based on an expert system and a monthly history was created. The area of interest and fluctuations in the area of the bar are shown in Fig. 5.

Obviously, data from 1991 to 1998 should be considered selectively as there were insufficient images for this period. The area of the bar strongly depends on the water level in the lake. The maximum area was reached in 2015 during the low-water period. The minimum area of the bar was observed in 2019-2021 during a period of high water content. The JRC Monthly Water History dataset allows for a comparison of the configuration of the coastline in individual months. Periods of low water content by year and season and periods of maximum water content were selected (Fig. 6).



a) Sentinel-2 original composite June 2025 b) MNDWI

Fig.2. Example of calculating a spectral index to determine the boundaries of water bodies based on a composite (a) using the MNDWI spectral index (b).

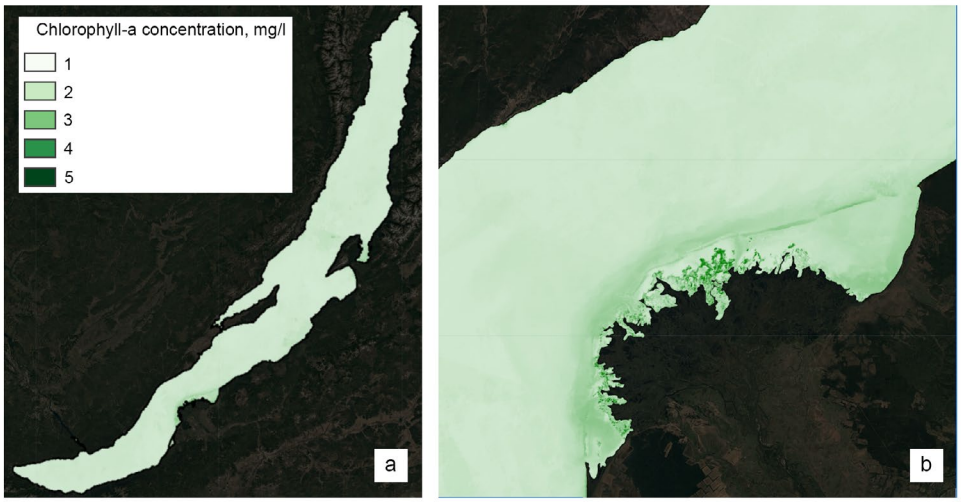


Fig.3. Example of calculating chlorophyll-a concentration for Lake Baikal (a) and a separate section (b).

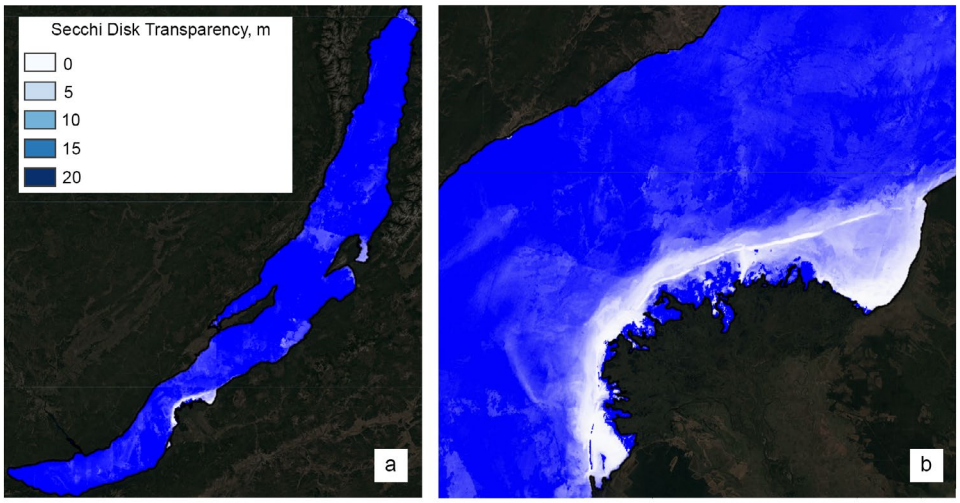


Fig.4. Example of calculating Secchi disk transparency surface water for Lake Baikal (a) and a separate section (b).

The JRC Global Surface Water Mapping dataset allows the frequency of water presence to be estimated as a percentage. It is possible to visualize the stable areas of the territory (Fig. 7a) and the maximum possible area of the bar (Fig. 7b) based on this dataset.

Landsat images can be used to estimate surface temperature, as shown in Figure 8 (selected areas of open water on Lake Baikal, the Selenga River delta and Cherkalovsky Sor Bay). Errors in temperature estimation can occur when clouds or shadows from clouds fall within the area of interest so it is recommended to mask them. Clouds usually lead to an underestimation of surface temperature, and negative temperatures may appear in summer images. Shadows are also thought to distort actual surface temperature values (Cook et al., 2014).

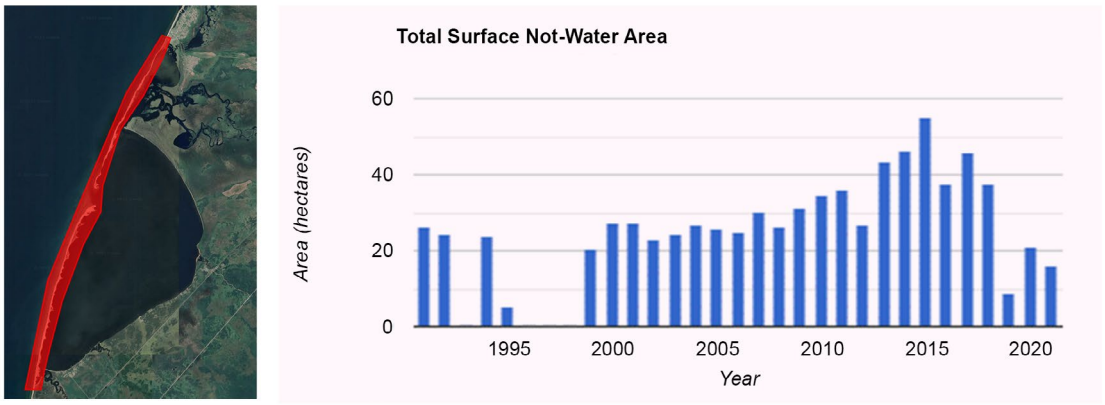


Fig.5. Area of interest and fluctuations in the area of the sand bar separating the Posolsky Sor Bay from the waters of Lake Baikal.

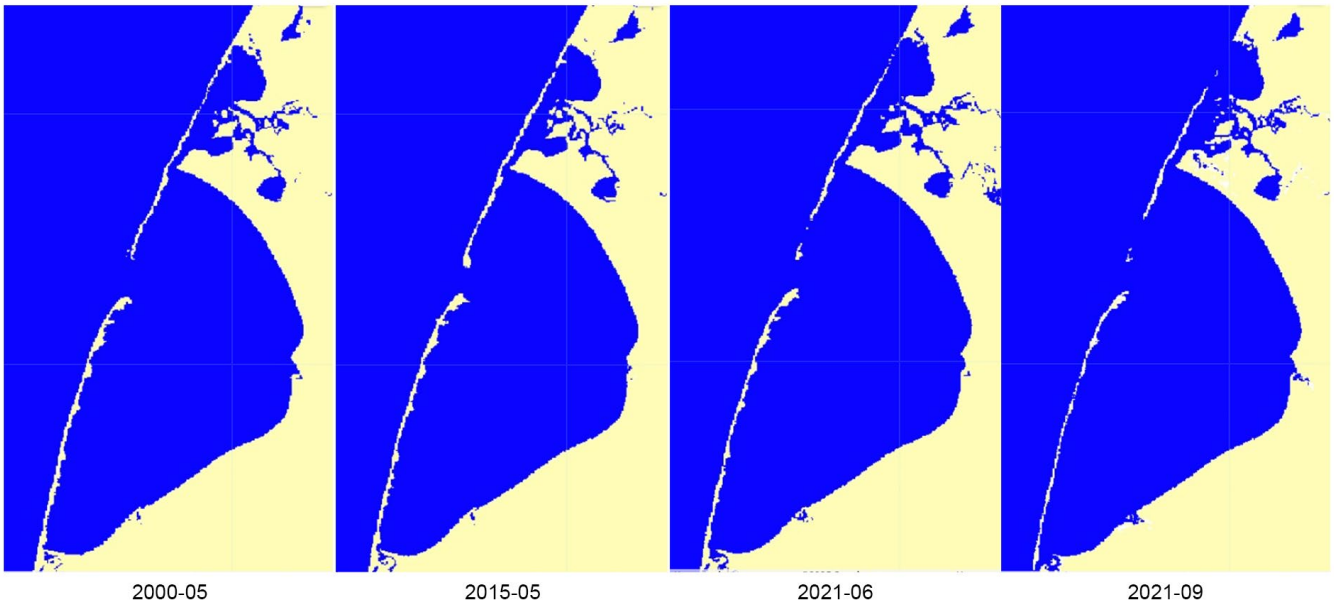


Fig.6. Comparison of the sand bar shoreline configuration by seasons.

It is evident that the surface temperature in open Lake Baikal is lower than in the bay and delta. The discrepancy between the actual surface temperature values and the data from spectral channel B10 does not exceed one degree according to our estimates (Fig. 9).

The disadvantage of Landsat images is their low repeatability with images taken once every 16 days. This makes it difficult to use this dataset to assess phenomena with shorter cycles. Therefore, other satellite monitoring systems can be considered for surface temperature analysis. In particular, the Terra and Aqua satellites with the MODIS spectroradiometric sensor allow daily surface temperature data to be obtained (Wan et al., 2021). However, due to the large coverage area, the images have a low spatial resolution of 1000 m. There are composites made from images taken over 8 days excluding cloud cover. Using the example of images from 2022, it is possible to observe temperature dynamics with the possible detection of upwellings (Fig. 10). Upwellings in Lake Baikal are described in Troitskaya et al., 2023.

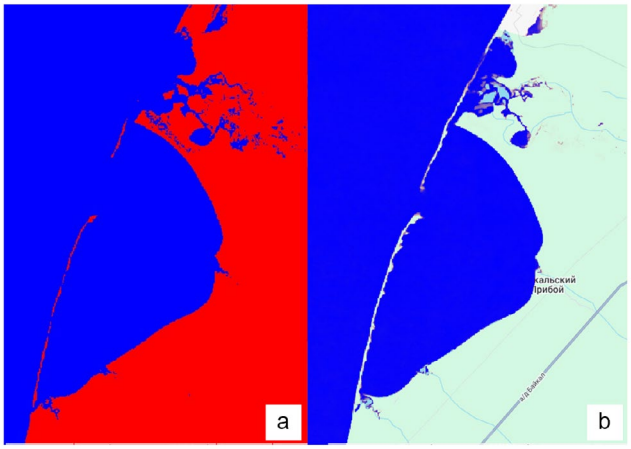
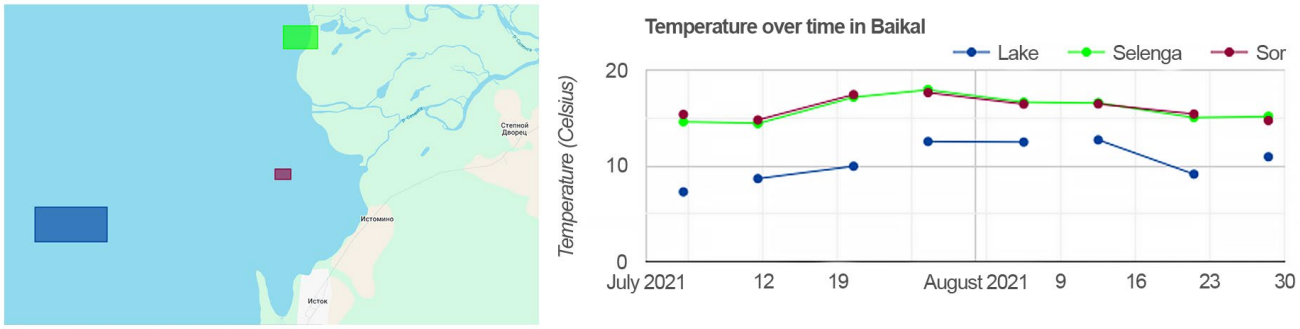


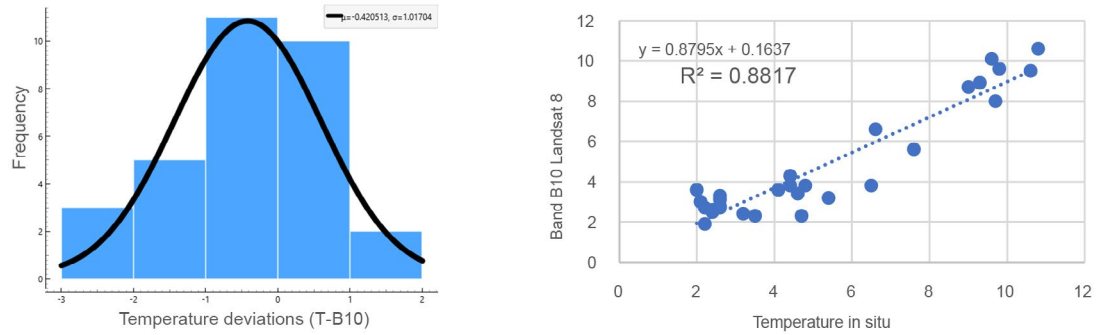
Fig.7. Stable areas of the territory (a) and the maximum possible area (b) of the sandbar separating the Posolsky Sor Bay from the waters of Lake Baikal.



a) Location of open water areas (blue, Lake), Selenga River delta (green, Selenga) and Cherkalovskiy Sor Bay (brown, Sor)

b) Dynamics of surface temperature in selected areas in July-August 2021

Fig.8. Example of surface temperature estimation for three selected areas: a) location of selected areas; b) surface water temperature dynamics by area.



a) Histogram of the distribution of deviations of channel B10 values from the in situ temperature, mean = - 0.42, variance = 1.0

b) Relationship between channel B10 values and in situ temperature

Fig.9. Assessment of discrepancies between actual in situ temperature values and Landsat 8 B10 channel values (T-B10).

The basis for composite images is the results of imaging over 8 days after cloud removal and averaging of each bit value. Of course, not all haze is removed. There are many procedures for cloud removal, but none are perfect.

In the future, for a more complete analysis with the identification of uplifts, it may be necessary to construct composite images more frequently with a sliding smoothing period when constructing composites.

4. Conclusions

The GEE platform provides opportunities for preliminary assessment before conducting field studies: constructing a composite image from the latest images with cloud and shadow exclusion, extracting water body boundaries, and assessing the adjacent terrain. After receiving field observation data, as well as using continuous measurement data, it is possible to build empirical models not only based on regression analysis, but also on machine learning, in particular Random Forest, whose algorithm is available for use on the GEE platform. The resulting models can be used for operational monitoring across the entire Lake Baikal water area.

References

Boldanova E.V. 2022. Assessment of the trophic state of Lake Baikal using remote sensing. Geograficheskij vestnik [Geographical Bulletin] 2(61): 73-89. DOI: 10.17072/2079-7877-2022-2-73-89 (in Russian)

Chen Z., Zhao S. 2022. Automatic monitoring of surface water dynamics using Sentinel-1 and Sentinel-2 data with Google Earth Engine. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 113: 103010. DOI: 10.1016/j.jag.2022.103010

Cook M. et al. 2014. Development of an operational calibration methodology for the Landsat thermal data archive and initial testing of the atmospheric compensation component of a Land Surface Temperature (LST) Product from the archive. Remote Sensing 6(11): 11244-11266. DOI: 10.3390/rs61111244

Funk C. et al. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. Scientific data 2(1): 1-21. DOI: 10.1038/sdata.2015.66

Gandhi U. 2023. JavaScript and the Earth engine API. In: Cardille J.A., Crowley M.A., Saah D., Clinton N.E. (eds), Cloud-based remote sensing with Google Earth Engine: Fundamentals and applications. Springer, Cham, pp. 3-18. DOI: 10.1007/978-3-031-26588-4_1

Hasan R. et al. 2024. A state-of-the-art review on the quantitative and qualitative assessment of water resources using Google Earth Engine. Environmental Monitoring and Assessment 196(12): 1266. DOI: 10.1007/s10661-024-13315-5

Jin H., Fang S., Chen C. 2023. Mapping of the spatial scope and water quality of surface water based on the Google Earth Engine cloud platform and Landsat time series. Remote Sensing 15(20): 4986. DOI: 10.3390/rs15204986

Kwong I.H.Y., Wong F.K.K., Fung T. 2022. Automatic mapping and monitoring of marine water quality parameters in Hong Kong using Sentinel-2 image time-series and Google Earth Engine cloud computing. Frontiers in Marine Science 9: 871470. DOI: 10.3389/fmars.2022.871470

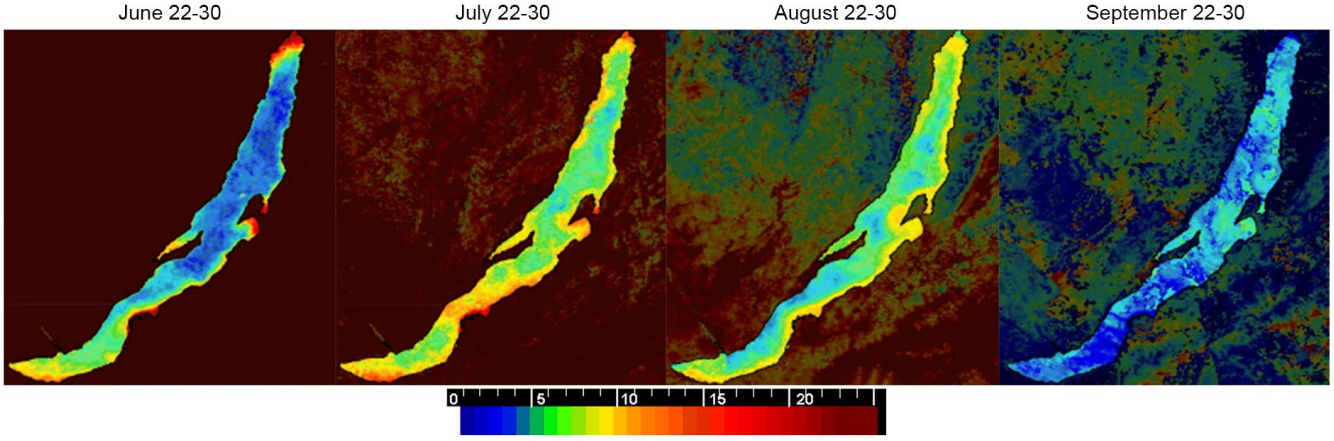


Fig.10. Dynamics of surface temperature changes in Lake Baikal in 2022.

Mayer T. et al. 2021. Deep learning approach for Sentinel-1 surface water mapping leveraging Google Earth Engine. ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 2: 100005. DOI: 10.1016/j.ophoto.2021.100005

Nguyen U.N.T., Pham L.T.H., Dang T.D. 2019. An automatic water detection approach using Landsat 8 OLI and Google Earth Engine cloud computing to map lakes and reservoirs in New Zealand. Environmental monitoring and assessment 191(4): 235. DOI: 10.1007/s10661-019-7355-x

Pekel J.F. et al. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature 540(7633): 418-422. DOI: 10.1038/nature20584

Sharnagat N. et al. 2025. State-of-the-Art Status of Google Earth Engine (GEE) Application in Land and Water Resource Management: A Scientometric Analysis. Journal of Geovisualization and Spatial Analysis 9(1): 16. DOI: 10.1007/s41651-025-00218-3

Sreekanth P.D. et al. 2021. Mapping surface-water area using time series Landsat imagery on Google Earth Engine. Current Science 120(9): 1491-1499.

Sukhodolov A.P., Fedotov A.P., Anoshko P.N. et al. 2020. Mathematical modeling in the study of a complex of determinants of illegal fishing of aquatic bioresources (omul) in Lake Baikal. Vserossijskij kriminologicheskij zhurnal [All-Russian Criminological Journal] 14(1): 76-86. DOI: 10.17150/2500-4255.2020.14(1).76-86 (in Russian)

Sukhodolov A.P., Fedotov A.P., Makarov M.M. et al. 2020. Prospects for fishery use of the Malomorsky fishing area: economic assessment and justification. Izvestiya Bajkal'skogo gosudarstvennogo universiteta [Bulletin of the Baikal State University] 30(2): 233-244. DOI: 10.17150/2500-2759.2020.30(2).233-244 (in Russian)

Troitskaya E.S., Shimaraev M.N., Aslamov I.A. 2023. The impact of climate change on the occurrence and characteristics of coastal upwelling in Listvennichny Bay (Southern Baikal) from 1941 to 2023. Limnology and Freshwater Biology 6: 261-274. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-6-261

Velastegui-Montoya A. et al. 2023. Google Earth Engine: a global analysis and future trends. Remote Sensing 15(14): 3675. DOI: 10.3390/rs15143675

Verkhozina V.A., Belykh O.A., Verkhozina E.V. 2022. Changes in the bacterial community in the littoral zone of the ecosystem of the southern part of Lake Baikal under the influence of anthropogenic load. Izvestiya Bajkal'skogo gosudarstvennogo universiteta [Bulletin of the Baikal State University] 32(2): 397-406. DOI: 10.17150/2500-2759.2022.32(2)397-406 (in Russian)

Wan Z., Hook S., Hulley G. 2021. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. DOI: 10.5067/MODIS/MOD11A2.061

Wang C. et al. 2018. Long-term surface water dynamics analysis based on Landsat imagery and the Google Earth Engine platform: A case study in the middle Yangtze River Basin. Remote Sensing 10(10): 1635. DOI: 10.3390/rs10101635

Wang Y. et al. 2019. Long-term dynamic of Poyang Lake surface water: A mapping work based on the Google Earth Engine cloud platform. Remote Sensing 11(3): 313. DOI: 10.3390/rs11030313

Yue L. et al. 2023. A fully automatic and high-accuracy surface water mapping framework on Google Earth Engine using Landsat time-series. International Journal of Digital Earth 16(1): 210-233. DOI: 10.1080/17538947.2023.2166606

Zhao Q. et al. 2021. Progress and trends in the application of Google Earth and Google Earth Engine. Remote Sensing 13(18): 3778. DOI: 10.3390/rs13183778

Оригинальная статья

Возможности оценки состояния поверхностных вод оз.Байкал с использованием Google Earth Engine

Болданова Е.В.*

Байкальский государственный университет, ул.Ленина, 11, г.Иркутск, 664003, Россия

АННОТАЦИЯ. Использование данных дистанционного зондирования (ДДЗ) сопряжено со множеством трудностей, которые приводят к высоким затратам труда и машинных ресурсов. Использование облачных вычислений значительно упрощает эту работу. Целью данного исследования было показать возможности Google Earth Engine (GEE) для оценки состояния поверхностных вод оз.Байкал. Сделан обзор наборов данных на платформе GEE, рассмотрены доступные алгоритмы обработки данных. Отмечено, что кроме стандартных методов стационарной обработки космоснимков, на платформе GEE доступны достаточно сложные методы машинного обучения, например, Random Forest, что в значительной мере повышает точность результатов. В частности, показаны возможности построения композита из космоснимков Sentinel-2, Landsat-8, MODIS, расчета спектральных индексов для определения границ водоемов, а также оценки температуры поверхности, концентрации хлорофилла-а, прозрачности по диску Секки на выбранных участках водоема. Необходим контроль точности данных, сопоставление с данными полевых исследований. Результаты обработки ДДЗ могут использоваться в качестве дополнительного материала при проведении мониторинга состояния водоемов. Обработка ведется в облачном пространстве с использованием языка программирования JavaScript. Есть возможность создания приложений для интерактивного применения. Возможности GEE целесообразно использовать для оперативного мониторинга и анализа динамики изменения водоемов на основе больших массивов данных, доступных на платформе.

Ключевые слова: Google Earth Engine, Landsat, Sentinel, MODIS, JavaScript, Байкал, поверхностные воды

Для цитирования: Болданова Е.В. Возможности оценки состояния поверхностных вод оз.Байкал с использованием Google Earth Engine // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 946-959. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-946

1. Введение

Обработка данных дистанционного зондирования для оценки состояния водоемов представляется достаточно трудоемким и ресурсоемким процессом. Использование облачных вычислений на платформе Google Earth Engine (GEE) позволит существенно облегчить эту работу (Velasteguí-Montoya et al., 2023; Wang et al., 2018). Данная платформа была запущена еще в 2010 г. (Zhao et al., 2021), через пять лет после появления Google Earth (GE). В отличие от GE основное назначение GEE состоит не в визуализации, а в обработке больших массивов данных дистанционного зондирования (ДДЗ), анализе временных рядов, моделировании и прогнозировании. Долгое время использование GEE носило ограниченный характер, но к 2020 г. появляются сотни публикаций с результатами исследований, проведенных с помощью GEE (Zhao et al., 2021). Платформа GEE является междисциплинарным инструментом, позволяющим решать вопросы в различных областях, в том числе управлении земельными и водными ресурсами. Значительный вклад в развитие использования GEE внесли представители США, Китая, Индии, Великобритании (Sharnagat et al., 2025; Zhao et al., 2021). Охвачены различные регионы, но недостаточно представлены Африка, Центральная Азия и Восточная Европа (Sharnagat et al., 2025). Для региона оз.Байкал использование возможностей GEE имеет важное значение в рамках управления водными ресурсами (Верхозина и др., 2022, Суходолов и др., 2020а; 2020б).

Несмотря на междисциплинарный характер GEE, имеющиеся на платформе геопространствен-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: boldanova@mail.ru (Е.В. Болданова)

Поступила: 01 августа 2025; ***Принята:*** 18 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ные данные могут не иметь глобального охвата, алгоритмы обработки могут быть не универсальными. Поэтому обращаясь за решением тех или иных проблем, связанных с обработкой ДДЗ, необходимо принимать во внимание данную ограниченность. Другой ограниченностью может быть отсутствие проверки точности получаемых данных, что становится определенной сложностью при появлении все большего количества готовых наборов данных в GEE.

Платформа предоставляет возможность доступа к спутниковым снимкам, например, Landsat, Sentinel, MODIS, а также к уже готовым наборам данных (Velastegui-Montoya et al., 2023). Результатом может быть интерактивная визуализация, проведение расчетов и получение численных значений, построение диаграмм, классификация объектов на основе стандартных технологий либо с использованием машинного обучения (Mayer et al., 2021). Есть возможность создания приложений для доступа к результатам исследований. Для работы на платформе GEE требуется учетная запись Google, некоторое знание программирования на JavaScript (Gandhi, 2023) и доступ в Интернет. Редактор кода Code Editor Earth Engine – это основа GEE. В настоящее время в среде GEE появилась возможность разработки приложений. Приложения реализуются через браузер, поэтому пользователям необязательно иметь навыки программирования. В рамках приложений пользователи могут формировать определенные запросы и визуализировать результаты.

2. Материалы и методы

Наиболее используемые наборы многовременных данных в GEE – это Landsat-5, 7, 8, 9 (Jin et al., 2023; Nguyen et al., 2019; Sharnagat et al., 2025; Sreekanth et al., 2021; Wang et al., 2018; Wang et al., 2019; Yue et al., 2023). Это снимки среднего пространственного разрешения (30 м), имеющие глобальный охват и повторяемость каждые 8 дней (после запуска Landsat-9). Реже используются снимки MODIS, имеющие худшее пространственное разрешение (250-1000 м), но ежедневный глобальный охват Земли. Другим востребованным набором является набор Sentinel-2 с пространственным разрешением до 10 м (Chen and Zhao, 2022; Kwong et al., 2022).

Кроме наборов космоснимков, имеются наборы уже обработанных данных, например, JRC Global Surface Water Mapping (JRC GSWM) (Pekel et al., 2016). На основе снимков Landsat за период с 1984 по 2021 гг. проведена классификация пикселов как «суша/не суша», определена частота присутствия воды и другие параметры. Также существуют производные наборы на основе JRC GSWM с ежемесячными и среднегодовыми данными. Некоторые наборы могли бы представлять интерес для анализа водоемов России, например, система CHIRPS (InfraRed Precipitation with Station data) Центра климатических опасностей (Funk et al., 2015) с данными о распределении осадков с 1981 г. по настоящее время, но данные охватывают территорию Земли от 50 градуса южной широты до 50 градуса северной широты, практически вся Россия не попадает в эту зону.

Кроме доступа к наборам данным на платформе GEE могут быть реализованы различные алгоритмы. Для оценки водных ресурсов все методы разделяются на определение количественных характеристик (извлечение границ водоемов, оценка их площадей и объемов), а также качественных параметров (концентрация хлорофилла-а, мутность, температура, цветность) (Hasan et al., 2024). Для определения границ водоемов в GEE могут быть рассчитаны спектральные индексы NDWI, MNDWI, AWEI (Sreekanth et al., 2021; Nguyen et al., 2019; Wang et al., 2018; Kwong et al., 2022). Кроме этих стандартных расчетов в GEE есть алгоритмы машинного обучения, где наиболее востребован метод «случайного леса» (Random Forest), который по мнению многих исследователей дает более точные результаты (Gandhi, 2023; Sharnagat et al., 2025; Sreekanth et al., 2021, Wang et al., 2018, Yue et al., 2023).

Анализ пространственно-временных изменений может проводиться на основе индексно-пиксельного алгоритма, позволяющего оценивать происходящие преобразования водоемов на протяжении значительных периодов времени (Wang et al., 2019).

Для организации оперативного мониторинга водоемов используются обучающие выборки на основе данных, полученных в полевых условиях. При этом необходимо использовать различные источники и учитывать сезонность (Yue et al., 2023). Это позволяет повышать точность результатов по сравнению с использованием только спектральных индексов или готовых наборов данных. Данные in situ должны быть с допуском разницы с космоснимками в один день. Необходимо определять размер буфера для точки отбора проб, в лучшем случае четыре пиксела. В полученных данных на основе космоснимков могут присутствовать шумы, (артефакты, тени, дымка, блики), поэтому рекомендуется оценивать выбросы и исключать их из выборки. При этом можно основываться на методе Тьюки (Kwong et al., 2022) либо на основе кластеризации. Кроме обучающих выборок необходимо предусмотреть выделение тестовых выборок для получения корректных результатов прогнозирования.

Съемка из космоса проводится при различных состояниях атмосферы и освещенности, поэтому использование значений спектральных каналов напрямую нежелательно, необходимо проведение нормализации данных. Для этого обычно используется либо двухканальная, либо трехканальная нормализация (Kwong et al., 2022). Перед этим оценивается корреляция значений спектральных каналов с изучаемыми параметрами воды. Обычно оцениваются оптические характеристики водоемов, это общепризнано и широко применимо. Но предпринимаются попытки выявить взаимосвязи между значениями спектральных каналов снимков и, напри-

мер, концентрацией растворенного кислорода, кремнезема и т.д. Возможно, полученные неплохие результаты о силе их связи объяснялись совместным влиянием нескольких факторов, как имеющих оптические характеристики, так и без них. Надежно определяются значения концентрации хлорофилла-a (Chl-a), взвешенных частиц (SS) и мутности (NTU) или прозрачности (Hasan et al., 2024; Jin et al., 2023; Kwong et al., 2022). Несмотря на признанную надежность перечисленных параметров воды, определяется допустимая погрешность для оценки. Наиболее уязвимым показателем является концентрация хлорофилла-a, для него порог погрешности определен на уровне 35% для открытого океана (Kwong et al., 2022).

Для повышения точности классификации и прогнозирования в GEE возможно включение в набор данных не только значений спектральных каналов, но и спектральных индексов, а также данных цифровой модели рельефа (ЦМР) и местности (ЦММ). В качестве данных ЦМР выступают «первые производные» значений высот: уклоны и экспозиция. ЦММ может значительно изменяться в результате природных явлений (наводнения, цунами, оползни, сели), и для их отслеживания применяются данные съемки Sentinel-1, которые также доступны в GEE (Chen and Zhao, 2022). Целесообразность включения дополнительных данных оценивается по изменению общей точности классификации, коэффициенту каппа. Важно не перегружать модель, что может привести к переобучаемости.

Для демонстрации возможности оценки состояния поверхностных вод оз.Байкал был выбран участок дельты р.Селенга с прилегающей акваторией озера. Построение изображения в GEE с использованием спутниковых снимков возможно на основе композита из нескольких снимков, что бывает очень важно в случае сильной облачности в регионе. Пример визуализации с использованием снимков Landsat-8 и Sentinel-2 представлен на Рисунке 1.

Приведенный пример демонстрирует примерно сходные результаты (дымка и облачность отсутствуют), но для композита на основе снимков Sentinel-2 характерно более высокое пространственное разрешение.

Пример проведения расчета спектрального индекса для определения границ водоемов приведен на Рисунке 2. Результаты могут быть преобразованы в векторный формат и экспортированы.

Важным при определении границ водоемов является оценка точности. Для этого проводится сравнение с эталонным участком и построение матрицы ошибок с расчетом коэффициента точности. Для данного расчета общая точность составила порядка 80% и коэффициент каппа 0,6. На платформе GEE имеется встроенный алгоритм определения errorMatrix и accuracy.

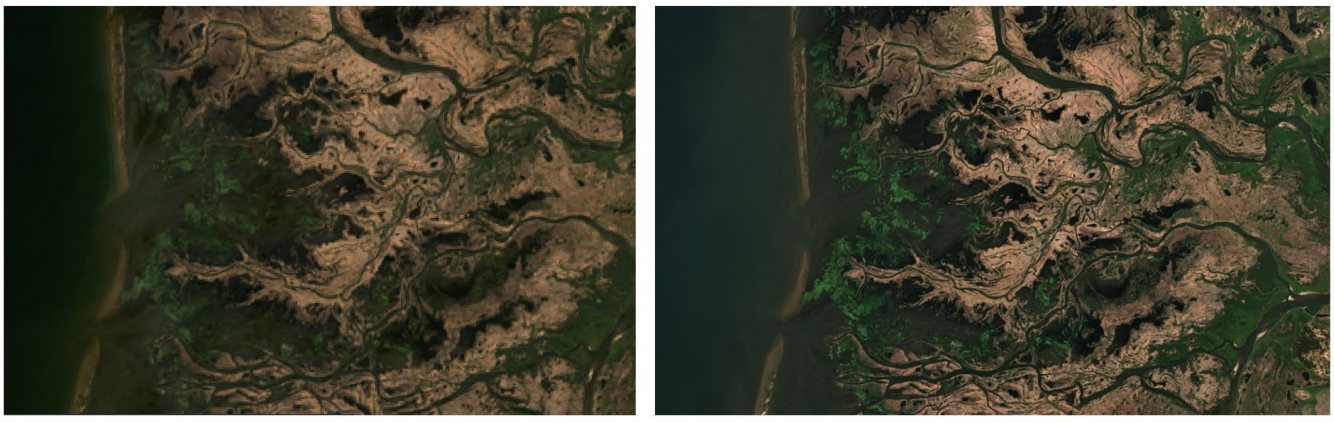
3. Результаты и обсуждение

Снимки Sentinel-2 имеют среднее пространственное разрешение 10 м и могут использоваться как для анализа всей акватории озера, так и отдельных его участков. В качестве примера можно привести расчет концентрации хлорофилла-a и прозрачности поверхностных вод по диску Секки на основе моделей из исследования (Болданова, 2022) (Рис. 3 и 4).

Современные облачные сервисы предоставляют прекрасную возможность анализа состояния водоемов с использованием космоснимков с глобальным покрытием, а также уже готовых наборов данных. В данном исследовании были использованы различные наборы для анализа динамики береговой линии песчаного бара, отделяющего Посольский сор от акватории оз.Байкал, на платформе Google Earth Engine (GEE) с использованием программирования JavaScript.

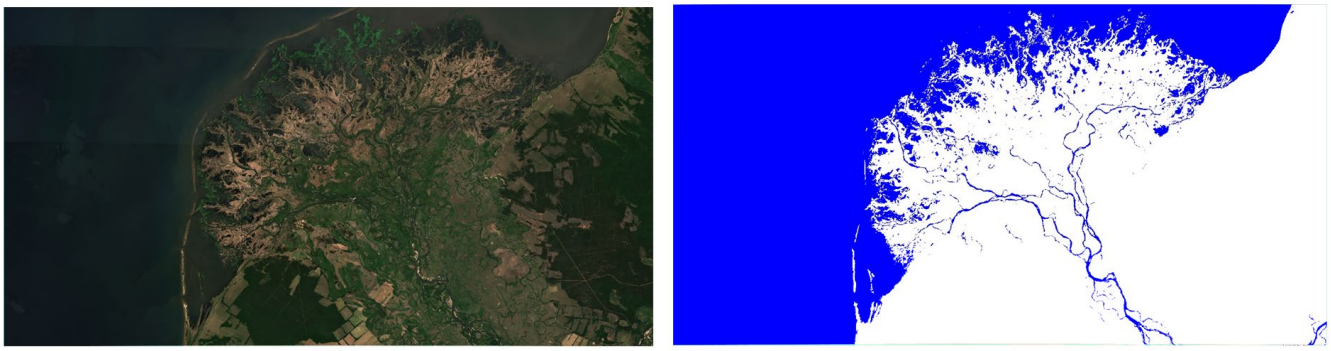
Песчаный бар, отделяющий Посольский сор, расположен в южной части озера и представляет собой две части, северную и южную. Высота бара небольшая, береговая линия подвержена постоянному изменению благодаря сезонным колебаниям уровня воды в Байкале, действиям штормов и течений. Интерес представляет изменение площади бара и направление изменений.

В нашем распоряжении имеется набор обработанных снимков Landsat 5, 7 и 8 за период 1984-2021 гг. JRC Yearly Water Classification History (Pekel et al., 2016), где каждый пиксел был оценен как



а) Sentinel-2 июнь 2025 г. б) Landsat-8 июнь 2025 г.

Рис.1. Пример визуализации с использованием снимков Sentinel-2 (а) и Landsat-8 (б).



а) Исходный композит Sentinel-2 июнь 2025 г. б) MNDWI

Рис.2. Пример проведения расчета спектрального индекса для определения границ водоемов на основе композита (а) с использованием спектрального индекса MNDWI (б).

водный/неводный на основе экспертной системы, и создана ежемесячная история. Зона интереса и колебания площади бара представлены на Рисунке 5.

Очевидно, что данные с 1991 по 1998 гг. нужно учитывать выборочно, т.к. снимков за этот период было недостаточно. Площадь бара сильно зависит от уровня воды в озере, и в маловодный период, пик которого пришелся на 2015 г., был достигнут максимум в размерах территории. Минимум площади бара наблюдался в 2019-2021 г. в период высокой водности.

Набор данных JRC Monthly Water History позволяет провести сравнение конфигурации береговой линии в отдельные месяцы. Были выбраны периоды малой водности по годам и по сезонам года и максимально высокой водности (Рис. 6).

Набор данных JRC Global Surface Water Mapping позволяет оценить в процентах частоту присутствия воды. На основе этого набора можно получить представление о стабильных участках территории (Рис. 7а) и максимально возможной территории бара (Рис. 7б).

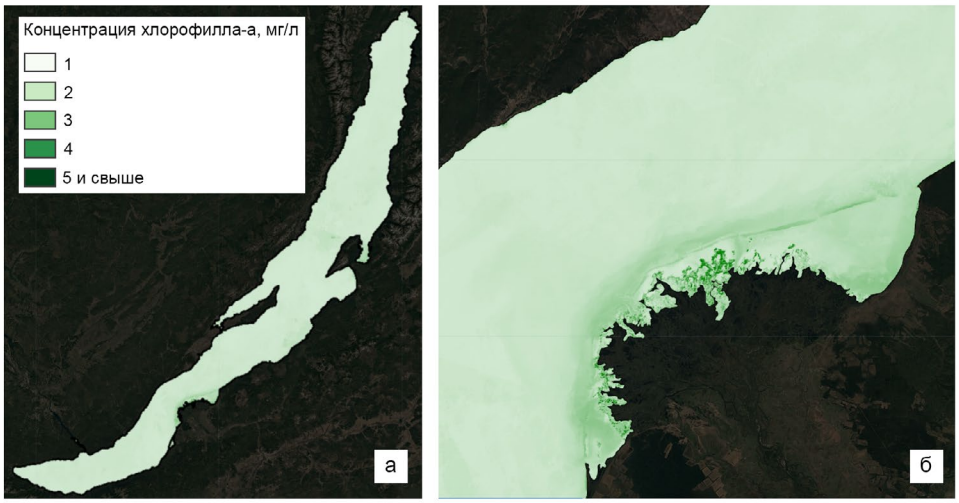


Рис.3. Пример расчета концентрации хлорофилла-а для акватории оз.Байкал (а) и отдельного участка (б).

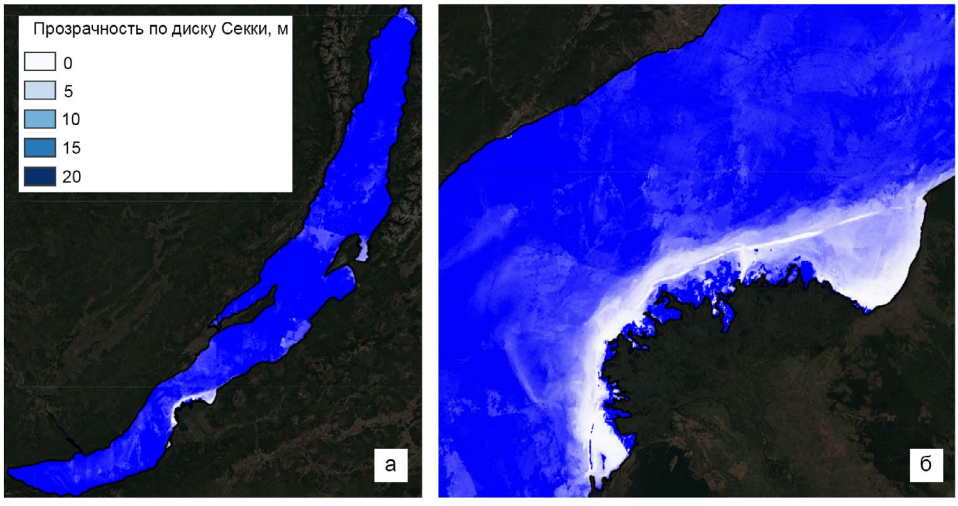


Рис.4. Пример расчета прозрачности поверхностных вод по диску Секки для акватории оз.Байкал (а) и отдельного участка (б).



Рис.5. Зона интереса и колебания площади песчаного бара, отделяющего Посольский сор от акватории оз.Байкал.

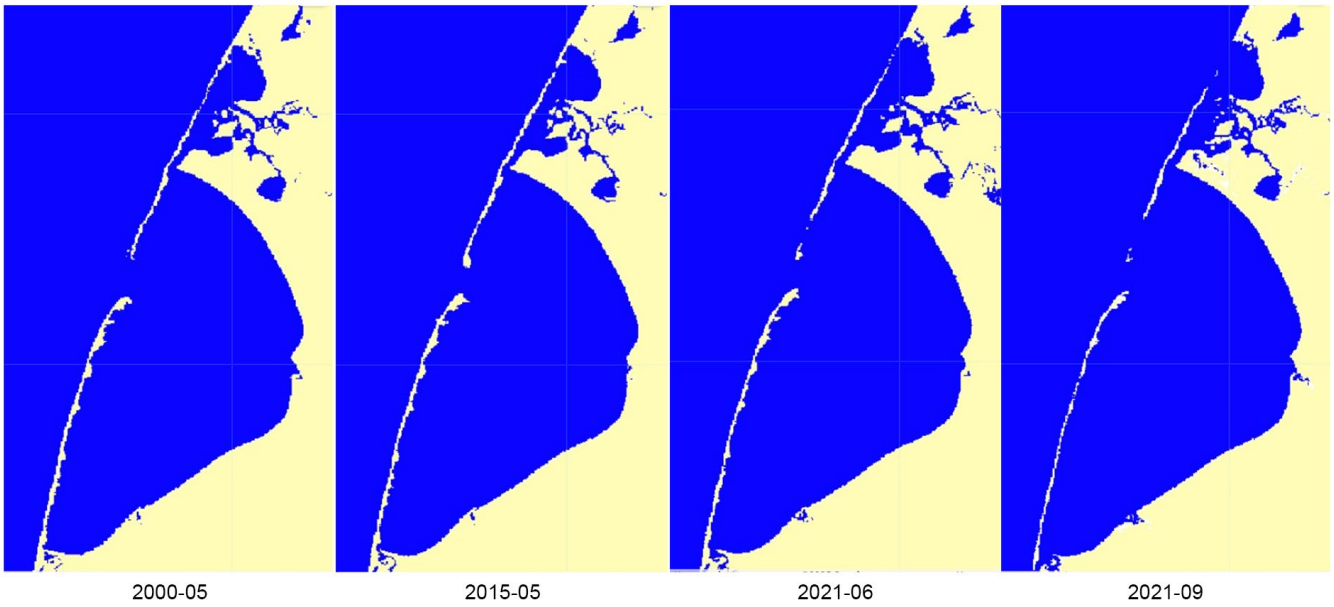


Рис.6. Сравнение конфигурации береговой линии песчаного бара по сезонам.

С помощью снимков Landsat есть возможность оценивать температуру поверхности, пример представлен на Рисунке 8 (выбраны участки открытой воды оз.Байкал, дельты р.Селенга, залива Черкаловский сор). Ошибки при оценке температуры могут возникать при попадании в зону интереса облаков или теней от них, поэтому рекомендуется проводить их маскирование. Облака обычно приводят к занижению температуры поверхности, на летних снимках может появиться отрицательная температура. Тени, есть предположение, тоже приводят к искажению фактических значений температуры поверхности (Cook et al., 2014).

Очевидно, что температура поверхности в открытом Байкале ниже, чем в соре и дельте. Расхождение фактических значений температуры поверхности с данными спектрального канала B10 не превышает одного градуса по нашим оценкам (Рис. 9).

Недостаток снимков Landsat – низкая повторяемость съемки, раз в 16 дней. Это затрудняет использование данного набора для оценки явлений, имеющих более короткий цикл. Поэтому можно рассмотреть другие системы спутникового мониторинга для анализа температуры поверхности. В частности, спутники Terra и Aqua со спектрорадиометрическим датчиком MODIS позволяют получать ежедневные данные о температуре поверхности (Wan et al., 2021). Но из-за большого охвата территории снимки получаются плохого пространственного разрешения 1000 м. Существуют композиты,

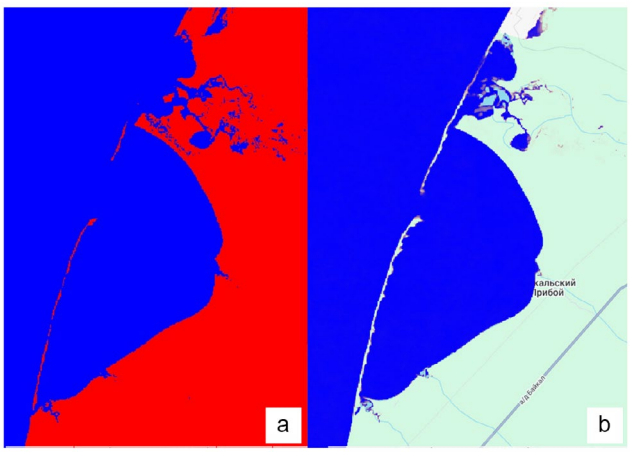
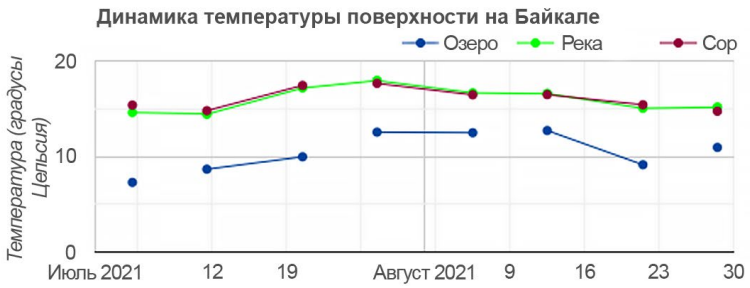


Рис.7. Стабильные участки территории (а) и максимально возможная территория (б) песчаного бара, отделяющего Посольский сор от акватории оз.Байкал.

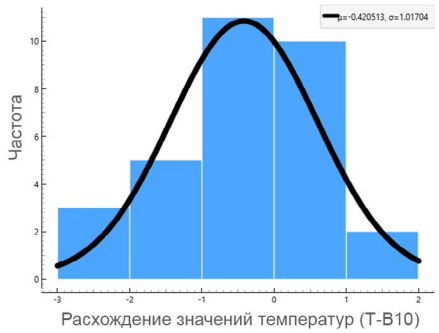


а) Расположение участков открытой воды (синий, Озеро), дельты р.Селенга (зеленый, Река) и залива Черкаловский сор (коричневый, Сор)

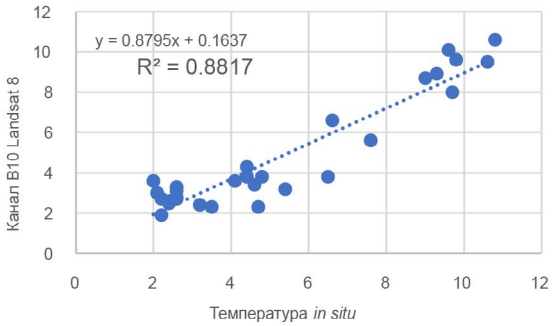


б) Динамика температуры поверхности по выбранным участкам в июле-августе 2021 г.

Рис.8. Пример оценки температуры поверхности по трем выбранным участкам: а) расположение выбранных участков; б) динамика температуры поверхности воды по участкам.



а) Гистограмма распределения отклонений значений канала B10 от температуры in situ, среднее = - 0,42, дисперсия = 1,0



б) Взаимосвязь значений канала B10 от температуры *in situ*

Рис.9. Оценка расхождений фактических значений температуры in situ и значений канала B10 Landsat 8 (T-B10).

составленные из снимков за 8 дней, исключающие облачность. На примере снимков за 2022 г. можно наблюдать динамику температуры с возможным выявлением апвеллингов (Рис. 10). Апвеллинги на Байкале описаны в работе Троицкая и др., 2023.

Основа композитных снимков – результаты съемки за 8 дней после исключения облачности и усреднения значений каждого бита. Конечно, не вся дымка исключена. Существует множество процедур для устранения облачности, но идеальных нет.

В дальнейшем для более полного анализа с выявлением апвеллингов возможно потребуется более частое построение композитных снимков со скользящим периодом сглаживания при построении композитов.

4. Выводы

С помощью платформы GEE появляются возможности для проведения предварительной оценки перед проведением полевых исследований: построение композита изображения по последним снимкам с исключением облачности и теней, извлечение границ водоемов, оценка состояния поверхностных вод и прилегающего рельефа территории. После получения данных натурных наблюдений, а также при использовании данных постоянных измерений возможно построение эмпирических моделей не только на основе регрессионного анализа, но и машинного обучения, в частности Random Forest, алгоритм которого доступен к использованию на

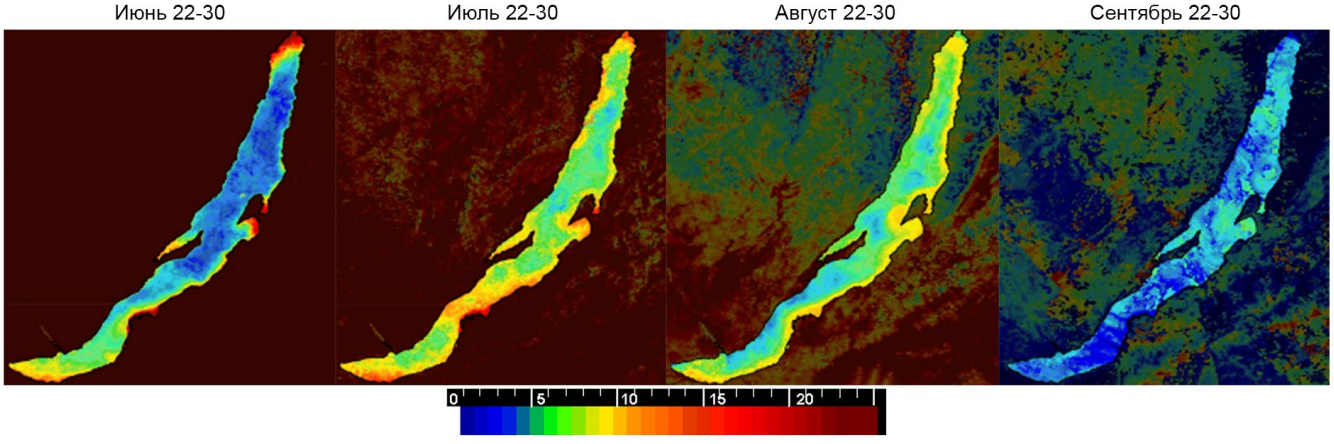


Рис.10. Динамика изменения температуры поверхности акватории оз.Байкал в 2022 г.

платформе GEE. Полученные модели могут использоваться для оперативного мониторинга по всей акватории оз.Байкал.

Список литературы

Болданова Е.В. 2022. Оценка трофности озера Байкал с использованием дистанционного зондирования. Географический вестник 2(61): 73-89. DOI: 10.17072/2079-7877-2022-2-73-89

Верхозина В.А., Белых О.А., Верхозина Е.В. 2022. Изменение бактериального сообщества в литоральной зоне экосистемы южной части озера Байкал под воздействием антропогенной нагрузки. Известия Байкальского государственного университета 32(2): 397-406. DOI: 10.17150/2500-2759.2022.32(2).397-406

Суходолов А.П., Федотов А.П., Аношко П.Н. и др. 2020. Математическое моделирование в исследовании комплекса детерминантов незаконного вылова водных биоресурсов (омуля) в озере Байкал. Всероссийский криминологический журнал 14(1): 76-86. DOI: 10.17150/2500-4255.2020.14(1).76-86

Суходолов А.П., Федотов А.П., Макаров М.М. и др. 2020. Перспективы рыбохозяйственного использования Маломорского рыбопромыслового района: экономическая оценка и обоснование. Известия Байкальского государственного университета 30(2): 233-244. DOI: 10.17150/2500-2759.2020.30(2).233-244

Троицкая Е.С., Шимараев М.Н., Асламов И.А. 2023. Влияние изменений климата на возникновение и характеристики прибрежного апвеллинга в заливе Лиственничный (Южный Байкал) с 1941 по 2023 гг. Limnology and Freshwater Biology 6: 261–274. DOI: 10.31951/2658-3518-2023-A-6-261

Chen Z., Zhao S. 2022. Automatic monitoring of surface water dynamics using Sentinel-1 and Sentinel-2 data with Google Earth Engine. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 113: 103010. DOI: 10.1016/j.jag.2022.103010

Cook M. et al. 2014. Development of an operational calibration methodology for the Landsat thermal data archive and initial testing of the atmospheric compensation component of a Land Surface Temperature (LST) Product from the archive. Remote Sensing 6(11): 11244-11266. DOI: 10.3390/rs61111244

Funk C. et al. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. Scientific data 2(1): 1-21. DOI: 10.1038/sdata.2015.66

Gandhi U. 2023. JavaScript and the Earth engine API. In: Cardille J.A., Crowley M.A., Saah D., Clinton N.E. (eds), Cloud-based remote sensing with Google Earth Engine: Fundamentals and applications. Springer, Cham, pp. 3-18. DOI: 10.1007/978-3-031-26588-4_1

Hasan R. et al. 2024. A state-of-the-art review on the quantitative and qualitative assessment of water resources using Google Earth Engine. Environmental Monitoring and Assessment 196(12): 1266. DOI: 10.1007/s10661-024-13315-5

Jin H., Fang S., Chen C. 2023. Mapping of the spatial scope and water quality of surface water based on the Google Earth Engine cloud platform and Landsat time series. Remote Sensing 15(20): 4986. DOI: 10.3390/rs15204986

Kwong I.H.Y., Wong F.K.K., Fung T. 2022. Automatic mapping and monitoring of marine water quality parameters in Hong Kong using Sentinel-2 image time-series and Google Earth Engine cloud computing. Frontiers in Marine Science 9: 871470. DOI: 10.3389/fmars.2022.871470

Mayer T. et al. 2021. Deep learning approach for Sentinel-1 surface water mapping leveraging Google Earth Engine. ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 2: 100005. DOI: 10.1016/j.ophoto.2021.100005

Nguyen U.N.T., Pham L.T.H., Dang T.D. 2019. An automatic water detection approach using Landsat 8 OLI and Google Earth Engine cloud computing to map lakes and reservoirs in New Zealand. Environmental monitoring and assessment 191(4): 235. DOI: 10.1007/s10661-019-7355-x

Pekel J.F. et al. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature 540(7633): 418-422. DOI: 10.1038/nature20584

Sharnagat N. et al. 2025. State-of-the-Art Status of Google Earth Engine (GEE) Application in Land and Water Resource Management: A Scientometric Analysis. Journal of Geovisualization and Spatial Analysis 9(1): 16. DOI: 10.1007/s41651-025-00218-3

Sreekanth P.D. et al. 2021. Mapping surface-water area using time series Landsat imagery on Google Earth Engine. Current Science 120(9): 1491-1499.

Velastegui-Montoya A. et al. 2023. Google Earth Engine: a global analysis and future trends. Remote Sensing 15(14): 3675. DOI: 10.3390/rs15143675

Wan Z., Hook S., Hulley G. 2021. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. DOI: 10.5067/MODIS/MOD11A2.061

Wang C. et al. 2018. Long-term surface water dynamics analysis based on Landsat imagery and the Google Earth Engine platform: A case study in the middle Yangtze River Basin. Remote Sensing 10(10): 1635. DOI: 10.3390/rs10101635

Wang Y. et al. 2019. Long-term dynamic of Poyang Lake surface water: A mapping work based on the Google Earth Engine cloud platform. Remote Sensing 11(3): 313. DOI: 10.3390/rs11030313

Yue L. et al. 2023. A fully automatic and high-accuracy surface water mapping framework on Google Earth Engine using Landsat time-series. International Journal of Digital Earth 16(1): 210-233. DOI: 10.1080/17538947.2023.2166606

Zhao Q. et al. 2021. Progress and trends in the application of Google Earth and Google Earth Engine. Remote Sensing 13(18): 3778. DOI: 10.3390/rs13183778

Chemical composition of various fractions of atmospheric aerosol in Southern Baikal region in 2024

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Golobokova L.P.*, Khodzher T.V., Lopatina I.N., Marinaite I.I., Obolkin V.A., Onischuk N.A., Chebunina N.S.

Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya st., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. For the first time, comprehensive seasonal studies of the chemical composition of aerosol particles across size fractions of 0.8, 2.0, 5.0, and 10 μm were conducted at three atmospheric monitoring stations: in the industrial center of Southern Baikal region in Irkutsk and in the Central Ecological Zone of the western coast of Southern Baikal – at the Listvyanka and Bolshiye Koty stations. The research included analysis of particle morphology, size distribution, ionic and trace element composition, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and soot content. Spatial and seasonal variations in atmospheric aerosol composition across the three stations were shown to result from combined anthropogenic and natural factors: industrial activity, meteorological conditions, forest fires, and transportation. Elevated concentrations of pollutants across various particle size fractions were detected during the arrival of air masses from northwestern and northern directions, regions characterized by the presence of industrial centers in Irkutsk Oblast and Krasnoyarsk Krai. The summer periods featured transport of impurities via air masses from the southern directions (Buryatia, Mongolia, Tuva and Kazakhstan).

Keywords: Baikal region, atmosphere, aerosol, ions, microelements, morphology of elements, organic pollutants

For citation: Golobokova L.P., Khodzher T.V., Lopatina I.N., Marinaite I.I., Obolkin V.A., Onischuk N.A., Chebunina N.S. Chemical composition of various fractions of atmospheric aerosol in Southern Baikal region in 2024 // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 960-982. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-960

1. Introduction

Anthropogenic emissions of pollutants into the atmosphere represent the most challenging component of environmental pollution to control, impacting not only atmospheric air but also aquatic and terrestrial ecosystems. The primary criterion for establishing air quality assessment standards is the degree of influence of contained pollutants on human health and the environment (Anenberg et al., 2016; Yue and Gao, 2018; Ionel et al., 2018; Grennfelt et al., 2020). Aerosol particles in the atmosphere play a critical role in shaping weather conditions and climate processes at regional and global scales, necessitating rigorous monitoring of their physical parameters and chemical composition.

In a study dedicated to a modern review of environmental pollution from various sources in specific regions of the world, an analysis of pollutant transport at regional and intercontinental levels was conducted (Karagulian et al., 2015). It is known that atmospheric pollutants can be transported within the stratospheric layer of the atmosphere over significant distances from the emission source, reaching tens of thousands of kilometers (Fiedler et al., 2009). Large particles are rapidly removed from the atmosphere through both dry and wet deposition. Fine particles have a longer lifespan and pose a greater risk to the environment and human health than large particles. This is especially relevant for background territories like Siberia, where sensitivity to large-scale emissions from forest fires, natural gas flaring, and associated petroleum gas is high (Khodzher et al., 2019; Manousakas et al., 2020).

Within the atmospheric influence zone of Lake Baikal, several cities in the Irkutsk region have high levels of air pollution due to emissions of gaseous and particulate matter from sources close to the lake. These emissions have a 10-100 percent probability of depositing pollutants on the waters of Lake Baikal. This poses an ecological risk to the unique ecosystem of the lake. The hazard of aerosols stems from changes in their composition and dispersion, as well as the sorption of organic substances and heavy metals onto individual particles, among other factors. The atmosphere of Southern Baikal is experiencing the highest anthropogenic load. It receives impurities from regional pollution sources, such as the Angara River Valley (50-100

*Corresponding author.
E-mail address: lg@lin.irk.ru (L.P. Golobokova)

Received: August 01, 2025; ***Accepted:*** August 19, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

kilometers northwest of the lake), and major coastal settlements (Obolkin et al., 2016; 2021). These sources include emissions from industrial facilities, transportation, and other human activities that degrade air quality and may adversely impact the environment. The primary research objective is a comprehensive seasonal analysis of the chemical composition of aerosol particles in different size fractions across several areas of the Southern Baikal Region with varying levels of anthropogenic pressure. The study emphasizes the need for such atmospheric aerosol monitoring in order to assess regional environmental conditions and identify sources of pollution in detail.

2. Materials and methods

2.1. Monitoring stations, atmospheric aerosol sampling

Atmospheric aerosol was collected in different seasons (winter, spring, summer, autumn) in 2024 at the Listvyanka and Bolshiye Koty stations located in the Central Ecological Zone (CEZ) of Southern Baikal, as well as in Irkutsk, located in the Atmospheric Influence Zone (AIZ).

The urban Irkutsk station (52.14°N, 104.15°E) is on Angara River's left bank, 70 km from Lake Baikal, with sampling conducted at the Limnological Institute (SB RAS) in the city's south. Listvyanka (51.50°N, 104.53°E), a rural station, sits above its namesake village on a coastal hill of Baikal's southwestern shore at ~200 m elevation within the Institute of Solar-Terrestrial Physics' (SB RAS) Astrophysical Observatory. Both stations belong to EANET (East Asia Acid Deposition Monitoring Network; Golobokova et al., 2025a). Bolshiye Koty station (51.90°N, 105.07°E) operated from a Limnological Institute (SB RAS) research base near the coastal village, located 24 km from Listvyanka (Fig. 1). Prior aerosol studies here revealed background ion concentrations in Southern Baikal's atmosphere. With minimal external influence (no shore fires/vessels), total aerosol ion concentrations at this station match Lake Baikal's background levels ($\leq$1.0 μg/m^3; Golobokova et al., 2021). Atmospheric aerosol at the stations was sampled using an IKS-10 impactor cascade (LLC "INTek" Corporation, Yekaterinburg, Russia), operating at a volume flow rate of 10 l/min. This separates aerosol particles into fractions of 0.8 μm, 2.0 μm, 5.0 μm and 10 μm.

2.2. Determination of the chemical composition of the aerosol

Analytical work was carried out using the instrumentation of the Ultramicroanalysis Center for Collective Use at the Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, employing standardized techniques. For complete extraction of NH_4^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{2-} ions, aerosol filters were subjected to ultrasonic bath treatment. The ionic composition of the aerosol was analyzed using the ICS-3000 ion chromatography system manufactured by Dionex Corporation (Sunnyvale, California, USA). During the analysis, the Analytical Columns IonPac AS19 (2 mm diameter, 250 mm length) and IonPac CS12A (2 mm diameter, 250 mm length) were used. The eluent generation system allows for the analysis of anions and cations at trace concentration levels.

Concentrations of 27 trace elements (Li, Be, B, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb, Ba, W, Pb, Th, U, Ag, Tl) were determined via ICP-MS (Agilent 7500 ce, Agilent Scientific Instruments, Santa Clara, CA, USA). Filter impurities were extracted with concentrated HNO_3 and H_2O_2 at 95°C in an ultrasonic bath. The detection limit for each element was defined as the minimum concentration at which the sample signal exceeded the background component by a factor of three, with a confidence level of 98% (Golobokova et al., 2025b).

Concentrations of twenty-one polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol phase were quantified via the internal standard method using phenanthrene-d_{10}, chrysene-d_{12}, and perylene-d_{12} as spiking additives. The following compounds were analyzed on an Agilent GC System 7890B/7000C GC/MS Triple Quad system (Santa Clara, CA, USA): naphthalene, 2-methylnaphthalene, 1-methylnaphthalene, acenaphthene, acenaphthylene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, retene, benz[a] anthracene, chrysene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[e]pyrene, benzo[a]pyrene, perylene, dibenz[a,h]anthracene, indeno[1,2,3-cd] pyrene, and benzo[g,h,i]perylene (Gorshkov et al., 2021; Marinaite et al., 2023).

Total carbonaceous compounds (soot, black carbon) on aerosol filters were quantified by high-temperature combustion in an oxygen environment using a Vario TOC cube TOC/TN analyzer with IR detector (Elementar Analysensysteme GmbH, Germany). The standard deviation did not exceed 0.01, with potassium hydrogen phthalate serving as the calibration standard (Pogodaeva et al., 2020).

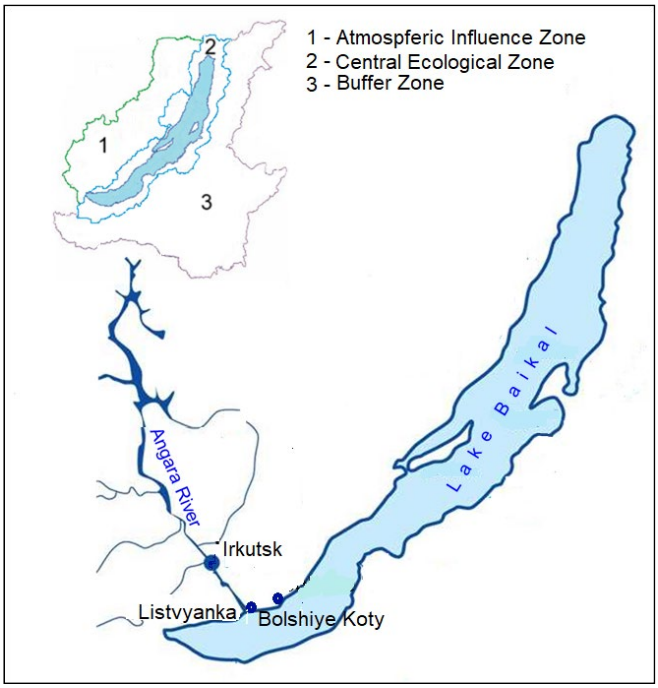


Fig.1. Scheme of atmospheric aerosol sampling stations.

Particle morphology and elemental composition were analyzed using an FEI Quanta 200 scanning electron microscope (FEI Company, Hillsboro, OR, USA) equipped with an EDAX energy-dispersive X-ray microanalysis system. To minimize electrical charging, particles were gold-coated using an automated Desktop Sputter and Carbon Coater DSCR vacuum system (Massachusetts, USA) (Belozerova et al., 2019).

To identify aerosol sources, backward air mass trajectory analysis was conducted for a three-day period at 500, 1000, and 1500-meter altitudes. Input data were provided by the U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration using the HYSPLIT model (ARL NOAA, http://www.arl.noaa.gov).

Enrichment factors (*EF*) for trace elements in aerosol particles were calculated as:

$$EF_i = [(C_i/Al)_{aer}] / [(C_i/Al)_{crust}] \quad (1),$$

where: EF_i – enrichment factor for element *i*, $(C_i/Al)_{aer}$ – ratio of element *i* to reference element (Al) in aerosols, $(C_i/Al)_{crust}$ – ratio of element *i* to (Al) in the Earth's crust (Rudnick and Gao, 2014).

The contribution of trace elements to total air pollution was calculated as (Order of the Ministry, 2022):

$$\text{Contribution, \%} = [(C_i/MPC_{daily})^{\beta i}/\Sigma\ (C_i/MPC_{daily})^{\beta i}] \times 100 \quad (2),$$

where: βi – constant for different hazard classes,

C_i – concentration of trace element *i* in aerosol

MPC_{daily} – maximum permissible daily average concentration of element *i* in residential air.

3. Results and Discussion

3.1. Ionic composition of atmospheric aerosol

Atmospheric aerosol samples were collected at the Irkutsk station in February, March, June, July, October and December of 2021. This sampling strategy covers all seasons and captures diverse meteorological conditions typical of the study area. The seasonal variability of total ion concentration in atmospheric aerosols at Irkutsk follows patterns typical of urban areas: peak levels occur during autumn and winter months, mainly due to fuel and energy activities. Significant increases in concentration occur in October, coinciding with the start of the heating season, while increased values in December are caused by unstable snow cover and increased anthropogenic combustion of fuel at lower temperatures. In February, the snow cover eliminates soil sources, while fuel and energy impacts persist. Elevated concentrations of ions in coarse (2.0, 5.0, 10 microns) and sub-micron (0.8 micron) particles indicate combined local and regional sources. These patterns can be seen in Figure 2a.

In spring, when the snow cover begins to melt, intense solar radiation increases turbulent heat exchange and convective processes in the atmosphere. This leads to the release of a significant amount of pollutants accumulated in the winter snow cover into the atmosphere and contributes to increased air pollution during snowmelt. The higher concentrations of ions in atmospheric aerosol particles indicate the influence of local sources of pollution in the atmosphere in March.

During the summer months (June and July), the influence of the fuel-energy complex decreases, but as shown by Golobokova et al. study (2021), there is still a localized influx of pollutants into the atmosphere during warm seasons from anthropogenic areas of the city. Meteorological factors such as wind speed and precipitation also influence the variability in aerosol composition. Increased wind speeds and higher precipitation lead to higher concentrations of aerosols with ions in July. In July 2019, these concentrations were caused by smoke from forest fires, as seen in Figure 2a.

When averaging the monthly mean values, data points exceeding three standard deviations in accordance with a normal distribution were excluded to prevent distortion of the average indicators, but they were retained during the analysis of daily measurements. During inter-day observations, it was established that prolonged influence of air masses arriving from one of the transfer directions significantly affected changes in ion concentrations across all particle fractions, among which Na^+, Ca^{2+}, Cl^-, NO_3^-, and SO_4^{2-} were predominant. For example, a three-day influx of air masses from the northwest direction, recorded from February 16 to 19, 2024 (Fig. 3a), led to an increase in Na^+ ion concentration by 2.5-3 times, Ca^{2+} by 1.5-2 times, NO_3^- by 7.5-10 times, and SO_4^{2-} by 3 times on particles measuring 0.8, 2.0, and 5.0 μm compared to the initial measurement period of February 14-15 during south-southwest air mass transport. The concentration of Cl^- ions increased on average by 1.5 times on larger particles measuring 2.0, 5.0, and 10 μm. The most significant increase was

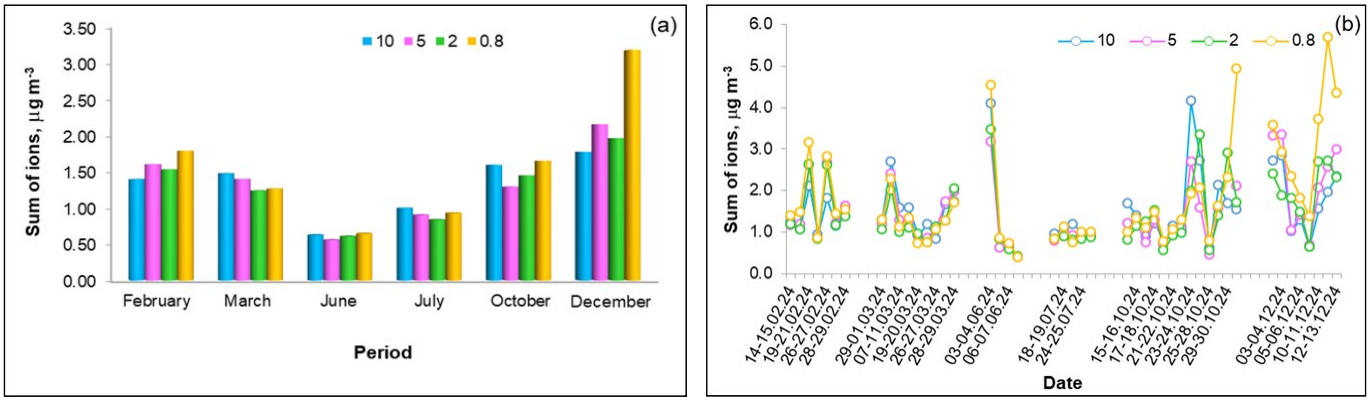


Fig.2. Seasonal (a) and average daily (b) variability of total ion concentration in atmospheric aerosol of different size fractions (10, 5.0, 2.0, 0.8 microns) at Irkutsk station in 2024, mg/m^3.

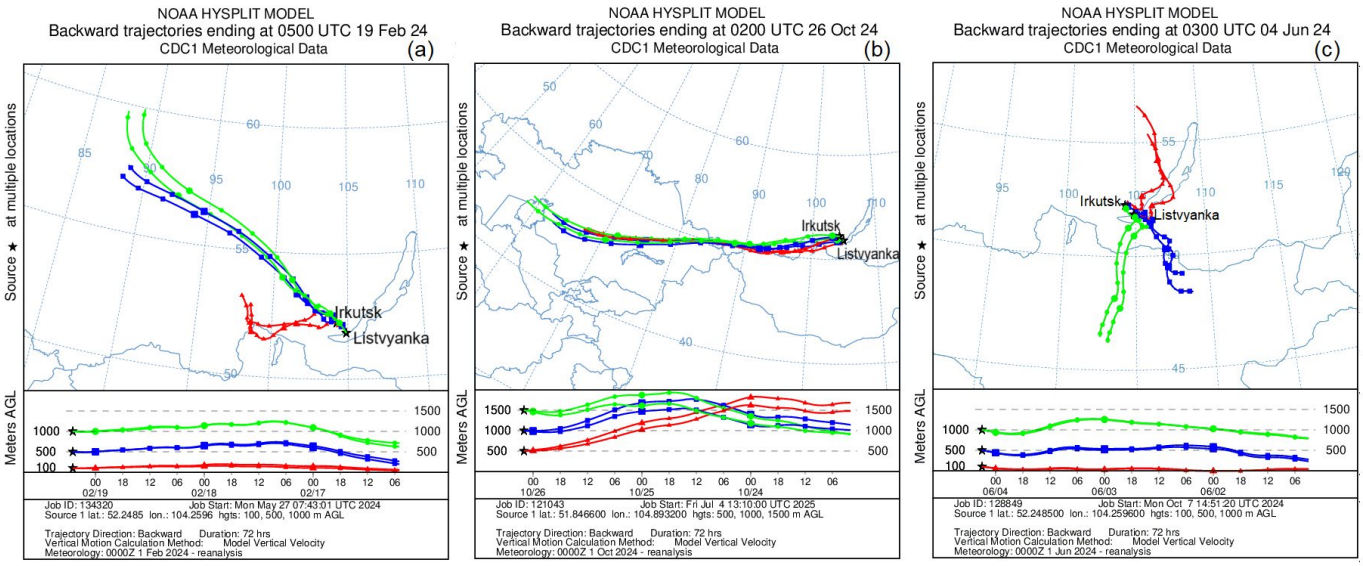


Fig.3. Back trajectories of air masses from altitudes of 500 (red), 1000 (blue), 1500 (green) m in the database of the National Oceanic and Atmospheric Administration of the USA, based on the HYSPLIT model: a) February 16-19, 2024, b) October 24-26, 2024, c) June 3-4, 2024. (ARL NOAA, http://www.arl.noaa.gov).

observed for K^+ ions (5.8 times) on particles of 0.8 μm. Additionally, an increase in Mg^{2+} ion concentration was observed across all size fractions, ranging from 2.2 to 9.2 times. When the wind direction shifted to west and south-southwest, a decrease in the concentration of all ions was observed, which subsequently increased again during northwest wind transport on February 26-27, March 4-5, March 27-29, October 16-18, and December 11-12 (see Fig. 2b). The increase in ion concentrations on both coarse and fine particles during this air mass direction indicates both their local origin and long-range interregional transport from the Krasnoyarsk Krai region during these periods of atmospheric particle sampling. Dominant northwestern and northern air mass flows at higher altitudes, moving over industrial regions of the Krasnoyarsk Krai and Irkutsk regions, become enriched with anthropogenic particles. Downward anticyclonic flows subsequently elevate total ion concentrations in atmospheric aerosol at observation sites (Golobokova et al., 2025a). Prolonged influx of westerly air masses (22–29 October; Fig. 3b) originating from Kazakhstan and the Republic of Tuva primarily elevated concentrations of Na^+, K^+, Cl^-, and SO_4^{2-} ions in coarse particles (2.0, 5.0, 10 μm).

The observed increase in the amountof ions on June 3-4, 2024 in all aerosol fractions occurred against the background of the arrival of air masses from the southern part of Mongolia (Fig. 3, c). In the south of this country, coal is mined in the Gobi Desert, as well as gold and copper deposits are being developed. In turn, pollutants from the most industrially developed central and eastern regions of China, including Shenyang, Shanghai, and Beijing, enter the territory of Mongolia during the southern and southeastern air mass transfers (Zhamsueva et al., 2012). The resulting temperature inversion allows the dust aerosol to be transported over long distances. A comparison of the ion concentration in the aerosol collected on June 3-4 with the average values of June showed a significant increase in the content of all ions from 3 to 12.5 times. Thus, the concentration of NH_4^+, Mg^{2+}, and Cl^- increased from 4.0 to 11.9 times on particles of 10 microns. The particle size of 5.0 μm and a marked increase in concentrations was observed in ions Na^+, Mg^{2+} and NO_3^- with a maximum increase up to 12 times for Mg^{2+} ions Na^+ and NO_3^- – 7.3 times. A similar trend was observed for particles of 2.0 microns, in which the increase in concentrations of NH_4^+, Mg^{2+} and Cl^- ions varied from 6.5 times for Cl^- to 10.3 times for Mg^{2+}. On small particles of 0.8 microns, the maximum increase in concentrations was observed for ions K^+ (10.9 times), Mg^{2+} (10.1 times) and NO_3^- (8.8 times).

In the seasonal distribution of the amount of ions in the aerosols of different size fractions at Listvyanka station, as well as at Irkutsk station, the highest ion values were observed in the autumn-winter months of October, December, and February (Fig. 4a). In October and December, there is no stable snow cover at Listvyanka, similar to the urban station, and the heating season is in effect. In February, during the peak of the intense winter tourist season on Lake Baikal, a large number of vehicles accumulate in a limited area along the coast and on the lake ice, further increasing air pollution from exhaust gases. In March, ion concentrations decreased to average values close to those typical of summer. The increase in ion concentration in July compared to June is due to the transport of smoke aerosols from forest fires into the observation area.

In the average daily dynamics, an increase in the amount of ions in the aerosol occurred when air masses arrived from the north-western and northern directions, a decrease occurred when they arrived from the southern (SE, SE, SE, SE) directions. On July 19-22, 2024, the smell of smoke from forest fires was felt in the atmosphere of Listvyanka station. As shown by the reverse trajectories, smoke aerosol came from the northern regions of the Irkutsk region and from the south-southeastern direction from the territory of Buryatia (Fig. 5, a). At the same time, at an altitude of 3,000 m (green line, Fig. 5, b), air masses were moving

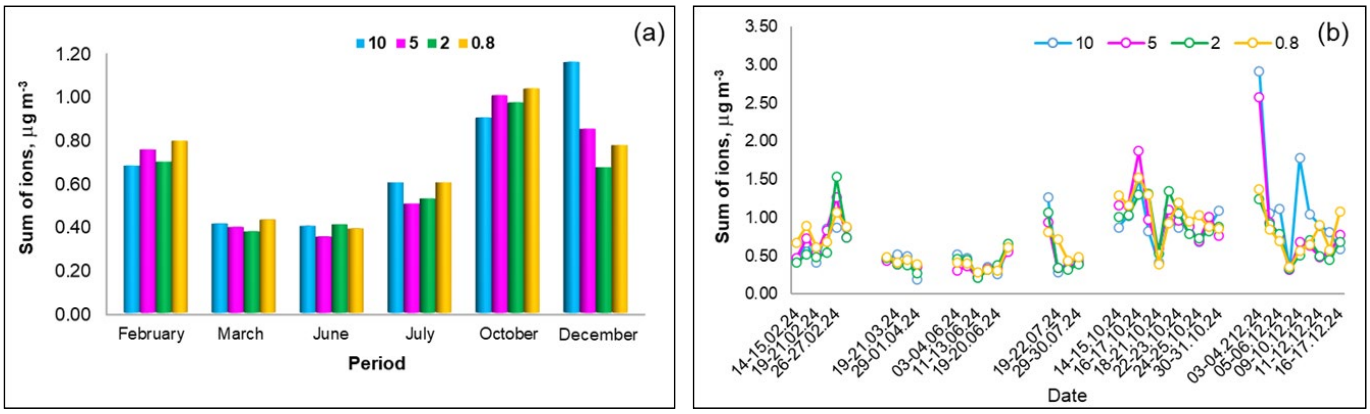


Fig.4. Seasonal (a) and average daily (b) variability of total ion concentration in atmospheric aerosol of different size fractions (10, 5.0, 2.0, 0.8 microns) at Listvyanka station in 2024, mg/m^3.

from the territory of Mongolia. The concentration of Na^+ (2.1-6.9 times), NH_4^+ (1.9-8.0 times), K^+ (2.8-3.7 times), Cl^- (2.3-4.0 times) and SO_4^{2-} ions in the aerosol of all size fractions increased the most compared to the average values in June. As is known, depending on the type of biomass burned, volatile inorganic components condense in the form of chlorides and sulfates into a group of particles enriched with potassium. Chlorides and potassium are markers of forest fire smoke and are used in modeling the transport of plumes from forest fires (Reid et al., 2005).

The seasonal variability of total ion concentrations in the aerosol collected at the Bolshiye Koty station differed from that at the Irkutsk and Listvyanka stations. The lowest ion concentrations were observed during the cold period on large particles of 2.0, 5.0, and 10 µm. Due to the geographical remoteness from major industrial centers, the small population in the settlement, and the presence of stable snow and ice cover on the lake surface, atmospheric processes conducive to pollutant accumulation are significantly limited here. These factors minimized anthropogenic impacts on air quality in Bolshiye Koty (Fig. 6).

During summer, the influence of the underlying surface and anthropogenic factors related to water transport was observed. The total ion content on 10 µm particles increased by 4 times, indicating the dominance of local sources in shaping the aerosol's chemical composition during the tourist season.

The total ion concentration increased due to the rise in concentrations of NH_4^+ (by 16 times), K^+ (by 10 times), Mg^{2+} (by 8.0 times), Ca^{2+} (by 9.8 times), Cl^- (by 3.5 times), and SO_4^{2-} (by 3.4 times). An almost proportional increase in Ca^{2+} ions was observed across particles of all sizes. The sum of ions on particles measuring 2.0 and 5.0 µm increased by 2.5 and 3.0 times, respectively, while on 0.8 µm particles it increased by 1.6 times. On July 9-10, 2024, a smoky odor was detected in the atmosphere (Fig. 6b). During this period, the sum of ions on particles of 10 µm size increased by 5.0 times, and on particles of 5.0 µm – by 1.6 times compared to the average values for July. The influence of the forest fire from July 19 to 22, which was most clearly manifested in changes in the ionic composition at the Listvyanka station, was significantly less pronounced at the Bolshiye Koty site. Nevertheless, the smoke influx from the fire, despite its lower intensity, led to an increase in Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, and K^+ ions in the aerosol, especially on larger particles.

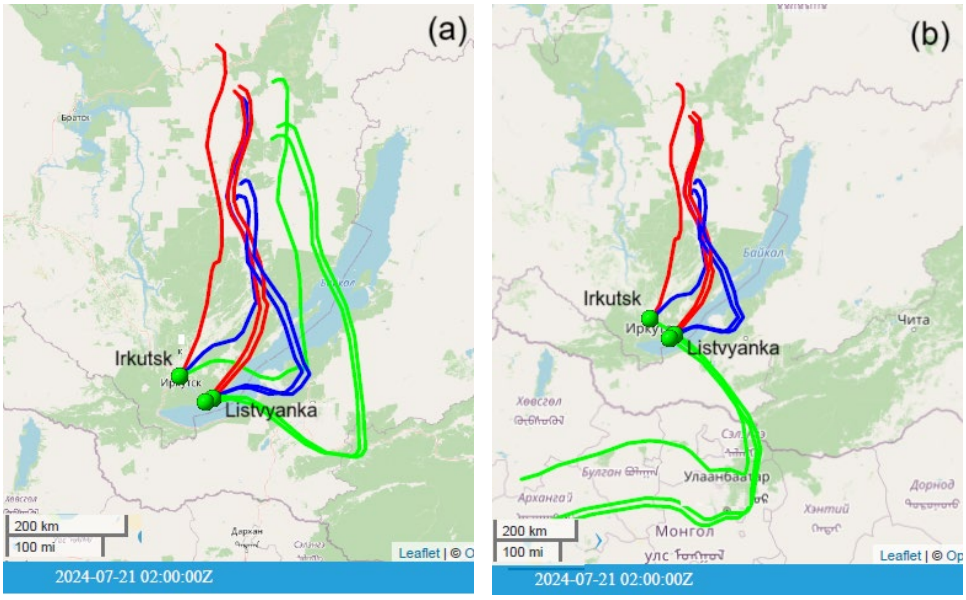


Fig.5. The arrival of smoke aerosol on the territory of the Baikal region and the lake area. Baikal on July 21, 2024: a) at altitudes of 100 (red), 500 (blue), 1500 (green) m; b) 100 (red), 500 (blue), 3000 (green) m. (ARL NOAA, http://www.arl.noaa.gov).

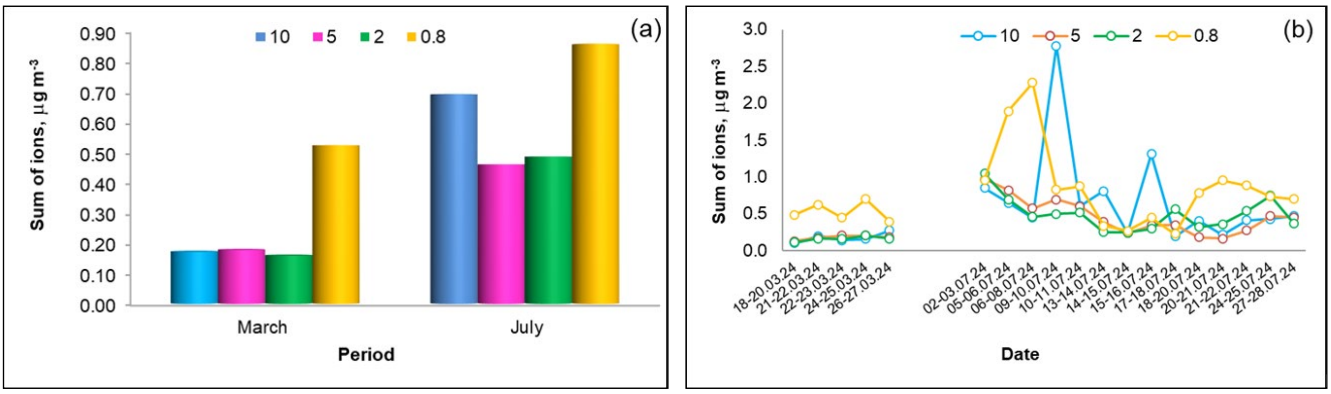


Fig.6. Seasonal (a) and average daily (b) variability of total ion concentration in atmospheric aerosol of different size fractions (10, 5.0, 2.0, 0.8 microns) at Bolshiye Koty station in 2024, mg/m^3.

3.2. Trace element composition of atmospheric aerosol

During the analysis of the trace element composition of the aerosol in February–March at the Irkutsk station, it was revealed that the highest concentrations with a value above 1.0 ng/m3 were determined for the elements Cr, As, Sn, Ni, V, Pb, Cu, Sr, Mn, Ti, Ba, Zn, Fe, B and Al. Their share in the total trace element composition averaged 98-99%. During the summer and at the beginning of the heating season, this range was expanded by Mo, Sb, W and Co. Concentrations of Zn, Cu, Al, Fe, and B were highest in the aerosol at the hospital in Large Cats in March, with Ni and Sn added to them in the summer. In total, the proportion of trace elements in the aerosol with a concentration of more than 1.0 ng/m^3 at the Bolshiye Koty station was 93% in March and 97% in July. The aerosol at Listvyanka station contained increased concentrations of Ba, Sr, Mn, Ti, Ni, Zn, Cu, Pb, B, Fe, and Al, which accounted for 97% of the total amount of elements. The total content of trace elements at Irkutsk station was on average more than four times higher than in Listvyanka AA, and more than eight times higher in Bolshiye Koty aerosol.

In the seasonal distribution of Irkutsk aerosol, increased amounts of trace elements, as well as amounts of ions, were observed in October and December. The excess of the total concentration of trace elements in June, compared with the cold period, was 2.3-2.4 times for particles of 2.0, 5.0 and 10 microns. On 0.8 μm particles, the differences were below one standard deviation (Fig. 7).

The most interesting was the elemental composition of the aerosol collected on July 22, when the smell of smoke from forest fires was present in the air. A significant increase in the concentration of trace elements on particles of 10 microns in size was observed in the aerosol compared with the average values in June. The level of the elements increased from three to twenty-two times, with the largest excess recorded for Co, Ni and Pb. The maximum increase in concentration, reaching 107 times, was noted for Zn. It should be noted that plumes from forest fires attract not only active aerial migrants of forest fires, but also elements accumulating in fires (Cr, Ni, Co, V, Th, Al), as well as emissions from industrial enterprises and soil dust (Shcherbov and Zhurkova, 2014; Schlosser et al., 2017).

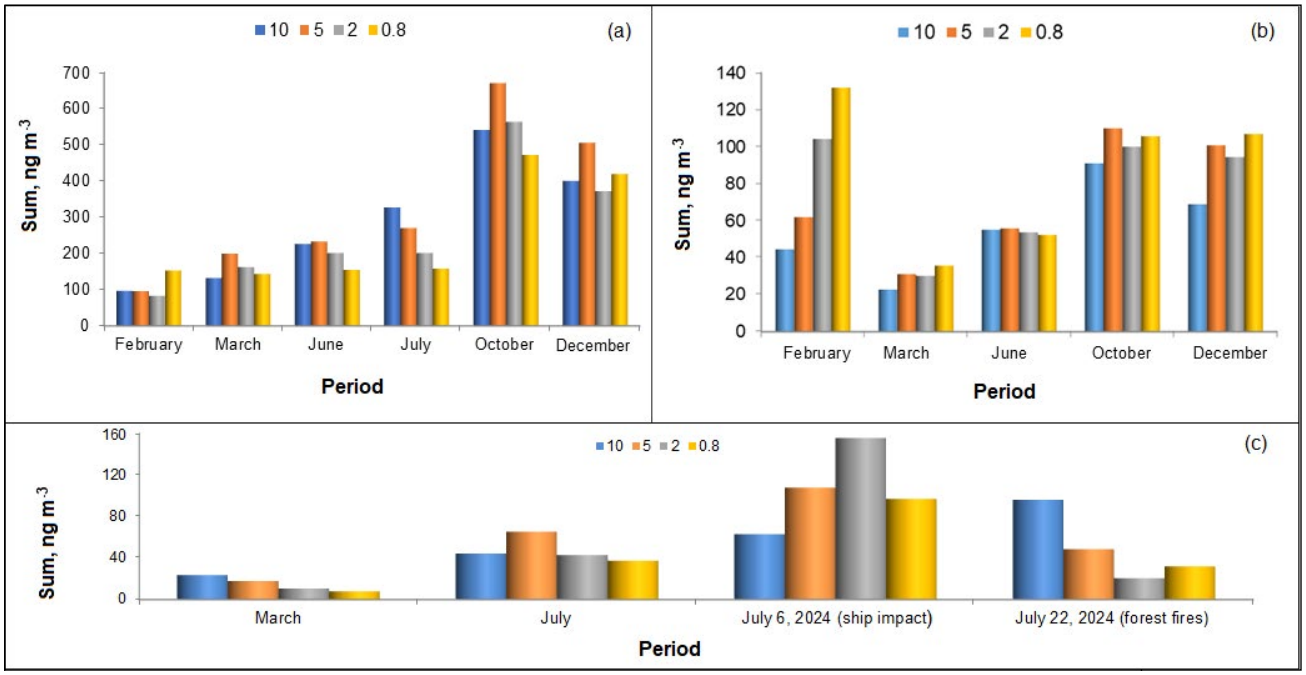


Fig.7. Seasonal variability of the total concentration of trace elements in atmospheric aerosol at Irkutsk (a), Listvyanka (b) and Bolshiye Koty stations in 2024, ng/m^3.

In contrast to the elemental composition of the aerosol in Irkutsk, at Listvyanka station in the seasonal cycle, the maximum concentrations of trace elements, as well as ions, were observed not only in October and December, but also in February. During the peak tourist season on Lake Baikal, the content of elements such as B, Al, V, Co, Ni, Cu, As, and Sr increased especially. The highest levels of trace elements were observed on particles measuring 0.8 and 2.0 microns (see Fig. 7, b). In March, the concentration of trace elements decreased. However, in June, they increased again due to the accumulation of plant and soil material in the atmospheric air.

At the Bolshiye Koty station, a distribution of microelement concentrations similar to that of Irkutsk and Listvyanka was observed, with lower levels in March and an increase in July. To ensure greater reliability of the average data, samples with high concentrations were excluded: those collected on July 6 under the influence of a local source (ship engine operation near the station) and on July 22 under the influence of smoke emissions from forest fires. The total element concentration during the summer period was 1.9 times higher on 10 μm particles, 3.7 times higher on 5.0 μm particles, 4.1 times higher on 2.0 μm particles, and 4.8 times higher on 0.8 μm particles compared to the spring period (see Fig. 7, c).

In aerosols collected during ship engine operation near the sampling point for several hours, elevated concentrations of all detectable trace elements were identified. A comparative analysis with the average July values demonstrated more than a threefold increase for the following elements: Be, B, Se, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Mo, Cd, Sn, Pb, U, Ag. These elements were primarily sorbed onto particles of 2.0 and 0.8 μm. As a result of comparing element concentrations in aerosol samples collected during smoke emission events with similar average July data, it was found that, similar to the aerosols from Irkutsk, the highest concentration increases occurred on 10 μm particles, with a magnitude ranging from three to twenty-two times. However, this was observed for a smaller number of elements. Notably, the concentrations of uranium (U), lithium (Li), and cobalt (Co) increased most significantly.

Analysis of enrichment factors (*EF*) for trace elements in aerosol particles from Irkutsk, Listvyanka, and Bolshiye Koty stations classified Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th, and U as components of terrigenous origin ($EF < 10$). Elements Ni, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, and Pb were assigned to the group with EF 10–1000. The highest aerosol enrichment ($EF > 1000$) was found for B, Cu, Se, Cd, Sn, and Ag. Both groups of elements are of anthropogenic origin.

The largest contribution to the overall level of air pollution at the Irkutsk station, in order of increasing significance, was made by the elements Fe > Mn > Al > Cu > Ba > Ni > Zn > Pb > Se > Co. A smaller number of elements involved in the overall air pollution level were identified at the Listvyanka station (Fe > Cu > Ni > Al > Mn > Zn > Se > Co) and Bolshiye Koty (Fe > Cu > Ni > Mn).

3.3. Distribution of soot particles and PAHs in aerosol composition

Soot particles are formed as a result of incomplete combustion of organic fuel and may include carbon particles (black carbon) as well as other organic compounds involved in air pollution. They are directly emitted into the atmosphere as fine particles with a radius of less than 2.5 μm and can easily sorb onto aerosol particles of various sizes (EPA Report-450, 2012). The residence time of soot in the atmosphere is estimated to be several days or weeks. Studies on black carbon over Lake Baikal confirm that the distribution of its mass concentration across the Baikal water area is uneven and indicate the influence of emissions transported from industrial regions of Pribaikalye along the Angara and Selenga river valleys from large settlements, tourist sites on the coast, as well as during forest fires (Khodzher et al., 2020).

As shown in Figure 8, the highest concentrations of soot particles were observed in the aerosol at the Irkutsk station. Seasonal variations in soot concentration across all stations show a decrease during summer, with maximum values recorded in winter. The most detailed analysis of daily dynamics was conducted in February at the Irkutsk station. Low concentrations

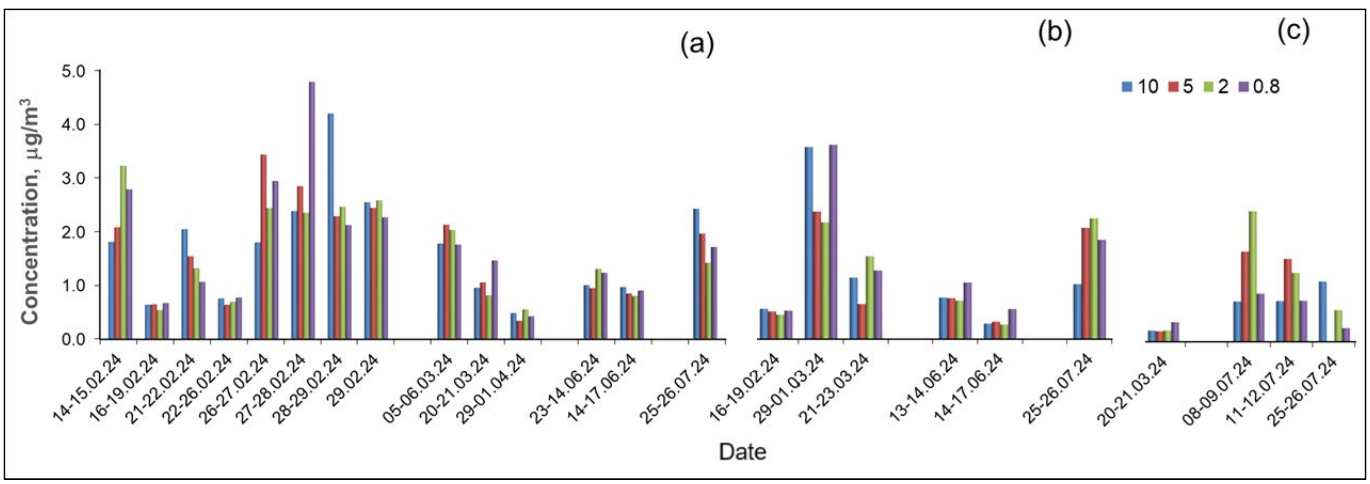


Fig.8. Average daily variability of soot particles within the atmospheric aerosol across different size fractions at the stations Irkutsk (a), Listvyanka (b), and Bolshiye Koty (c) in 2024, μg/m³.

were observed during periods of increased wind speed and precipitation (February 16-19 and February 22-26). Considering that soot particles can remain in the atmosphere for an extended period, elevated soot concentrations in the aerosol collected on July 25-26 are likely related to the presence of smoke aerosols from July 19-22, when forest fires had a stronger impact over Irkutsk and Lisvyanka than in Bolshiye Koty.

Soot particles often serve as carriers for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), which adsorb onto their surfaces, increasing their stability and health hazards. Measurements of soot and PAHs on particles of different size fractions were conducted for the first time at monitoring stations in Southern Pribaikalye.

During the cold period (February-March), the average sum of PAHs in the aerosol from Irkutsk ranged from 0.4 to 0.5 ng/m^3 on particles measuring 2.0, 5.0, and 10 μm, and was 2.2 ng/m^3 on 0.8 μm particles. In larger particles, the high-molecular-weight PAH group with two, three, and four benzene rings predominated, accounting for an average of 31%, 31%, and 29%, respectively. On 0.8 μm particles, there was an increase in PAH compounds with five benzene rings from 17% to 25%, while the contribution of PAHs with two rings decreased from 6% to 9%. Among individual PAHs, phenanthrene and naphthalene dominated on 5.0 and 10 μm particles; phenanthrene, naphthalene, and fluoranthene on 2.0 μm particles; and pyrene, phenanthrene, fluoranthene, and benz[b]fluoranthene on 0.8 μm particles. Based on diagnostic ratios such as fluoranthene/(fluoranthene + pyrene), values greater than 0.4 indicate pyrogenic sources (Tobiszewski and Namiesnik, 2012; Sun et al., 2023). For particles of 10 μm with ratios between 0.5-0.7, PAHs are attributed to pyrogenic sources like thermal power plants (TPPs) and vehicle emissions; for particles of 5 μm with ratios from 0.3-0.8, both pyrogenic and petrogenic sources are identified; while in smaller particles (0.8 and 2.0 μm) with ratios ranging from 0.06 to 0.3, PAH sources are associated with natural processes.

At Listvyanka station during the cold period (March), the sum of PAHs in the aerosol ranged from 0.2 ng/m^3 on large particles to 0.4 ng/m^3 on small particles of 0.8 μm. A comparative analysis between Listvyanka and Irkutsk revealed that total PAH concentrations in urban aerosols exceeded those at Listvyanka by a factor of approximately 1.9–2.3 for large particles and up to six times higher for small particles, indicating more intense atmospheric pollution in the city environment. The dominant PAH groups at Listvyanka were compounds with two rings (40%), three rings (34%), and four rings (22%). The proportion of five-ring PAHs was only about 2%. Among individual PAHs on 10 μm particles, phenanthrene and naphthalene prevailed; on 2.0 and 5.0 μm particles – phenanthrene, naphthalene, and methyl-naphthalene; and on 0.8 μm particles – naphthalene, phenanthrene, and fluoranthene. The ratio fluoranthene/(fluoranthene + pyrene), varying from approximately 0.7 to 0.9 across all fractions, indicated pyrogenic sources of PAHs in Listvyanka aerosols.

In March, at the Bolshiye Koty station, the average values of the total PAHs were in the same range as at the Listvyanka station: from 0.2 to 0.3 ng/m^3 in coarse particles and about 0.7 ng/m^3 in 0.8 μm particles. Unlike Irkutsk and Listvyanka, the predominant group of PAHs in the aerosols of Bolshiye Koty consisted of compounds with three benzene rings (39%). The contribution of compounds with two rings was 31%, and with four rings – 24%. Notably, heavier compounds with five benzene rings were present in all size fractions, accounting for 5–8%, with an average of about 6%. Among individual PAHs in this fraction, phenanthrene, fluoranthene, and benz[b]fluoranthene predominated. In particles up to 10 μm, the highest concentrations were for 2-methyl-naphthalene, phenanthrene, and naphthalene; in the 5.0 and 2.0 μm fractions – fluoranthene, naphthalene, and phenanthrene. Pyrogenic sources were the main contributors to PAHs in the aerosols of this station.

During the summer period (July-August), PAH analysis was conducted only at Irkutsk station. The total PAH levels exceeded those observed during the cold period, and average values increased as particle size decreased: about 0.8 ng/m^3 on 10 μm particles, about 0.9 ng/m^3 on 5.0 μm particles, about 1.0 ng/m^3 on 2.0 μm particles, and approximately 1.3 ng/m^3 on 0.8 μm particles. In the aerosols, compounds with two and three benzene rings predominated, accounting for approximately 41% and 31%, respectively. Compounds with four rings made up about 22%. In June, compounds with five and six rings were absent; however, their share varied from 4% to 10% in July. In August, their proportion increased significantly and reached up to 39% on particles of 0.8 μm size. This dynamic indicates changes in sources and processes forming aerosol particles during summer and an increase in heavier PAHs with more benzene rings toward late summer.

Among individual PAHs in coarse aerosol fractions were naphthalene, phenanthrene, and 2-methyl-naphthalene; in submicron particles – naphthalene, benz[b]fluoranthene, and phenanthrene. According to diagnostic ratio methods, the sources of PAHs adsorbed onto aerosol particles during summer were predominantly pyrogenic.

3.4. Morphology and elemental composition of individual particles

The morphology and elemental composition of individual particles were analyzed. The sizes of individual particles ranged from tens of nanometers to tens of micrometers. During the cold period, particles of fly ash and soot predominated at Irkutsk, while at Listvyanka and Bolshiye Koty stations, particles of fly ash, soot, and mineral matter were prevalent. Soot agglomerates most often settled on particles smaller than 2.0 microns and were among the most common air pollutants at Irkutsk and Listvyanka stations (Fig. 9, positions 1, 5, 9). Fly ash particles (Fig. 9, positions 2, 6, 10) were aluminosilicate combustion spheres with diameters up to 10 microns. Elemental analysis of fly ash revealed significant enrichment with oxygen, aluminum, and silicates, as well as the presence of carbon, iron, calcium, and other elements.

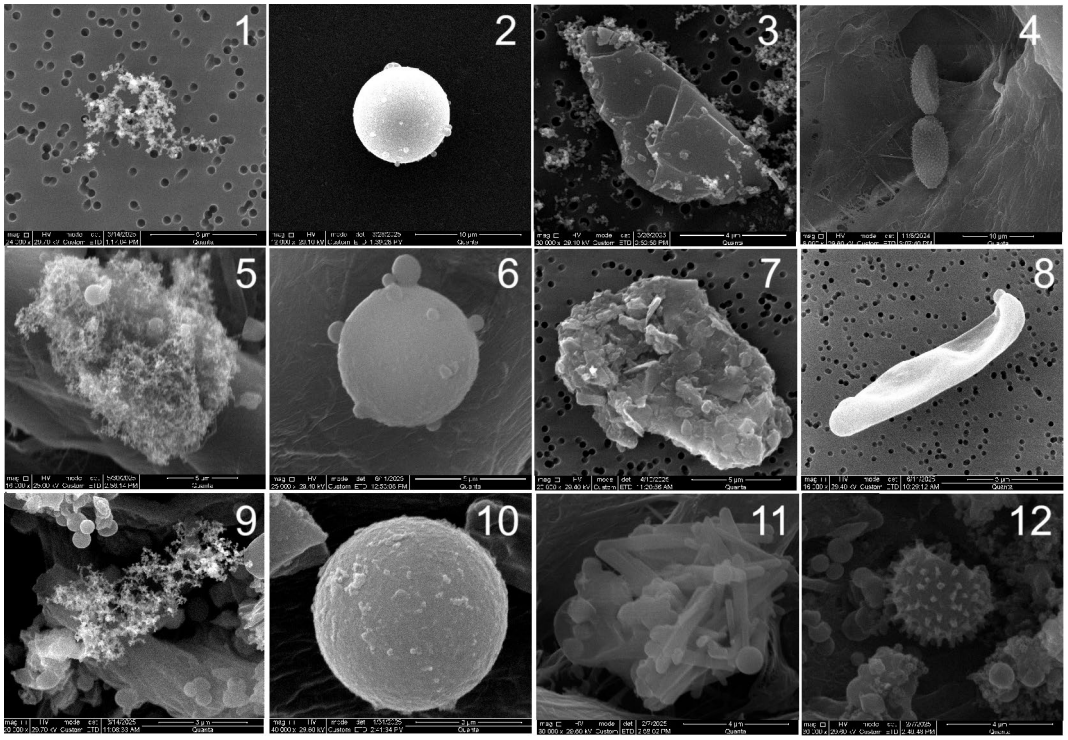


Fig.9. SEM images of particles in surface atmospheric aerosol at Irkutsk (positions 1-4), Listvyanka (positions 5-8) and Bolshiye Koty (positions 9-12) stations: soot particles (positions 1, 5, 9); fly ash (positions 2, 6, 10); mineral particles (positions 3, 7, 11); biogenic particles (positions 4, 8, 12).

During the warm season, mineral and biogenic particles dominated at all stations. Mineral-origin particles were irregularly shaped and consisted of various silicates and aluminosilicates containing impurities of alkaline (potassium, sodium), alkaline earth (calcium, magnesium), and heavy metals (iron, zinc, titanium, copper, chromium, manganese, and others). Biogenic particles mainly included fungal spores, plant pollen, brochosomes, and other bioaerosols.

4. Discussion

Analysis of the ionic composition data of different aerosol fractions showed that seasonal characteristics, pollution sources, and the influence of other natural and anthropogenic factors vary significantly across all three stations. Irkutsk is more susceptible to anthropogenic impacts due to the proximity of thermal power plants, industrial sources, and urban transportation, while Listvyanka is more affected by tourism activities (automobile and water transport), regional transport of pollutants, and forest fires. The Bolshiye Koty station has a lower level of pollution owing to its remoteness from pollution sources and its orographic features. High concentrations of Ca^{2+}, NO_3^-, and SO_4^{2-} ions in various particle size fractions, especially during northwest transport, are characteristic for Irkutsk and Listvyanka stations in February. In Irkutsk during winter, elevated concentrations of Na^+ and Cl^- ions are observed on larger particles; their increase in the atmosphere is associated with the accumulation of reagents in snow used for road de-icing. In summer, at the Irkutsk station, there were deposits of impurities from certain regions of Mongolia, Kazakhstan, and the Tuvan Republic. At the Listvyanka station, a more significant influence of forest fires on aerosol composition was noted, manifested by increased concentrations of Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, and K^+ ions. The Bolshiye Koty station exhibits the lowest content of ions in individual aerosol fractions during the cold period; however, in summer, under the influence of local sources (forest fires, water transport), an increase in concentrations of NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, and Ca^{2+} ions is observed.

In the microelement composition of aerosol in Irkutsk, the total concentration of microelements is on average 4–8 times higher than in Listvyanka and Bolshiye Koty. Seasonal dynamics of the distribution of the total microelement content in Irkutsk aerosol showed an increase during spring and summer periods. In the aerosol of Listvyanka, maximum values of total microelements, similar to macrocomponents, were recorded in February, with the highest concentrations observed on fine particles of 0.8 and 2.0 μm. The lowest microelement concentrations were registered at Bolshiye Koty station.

Analysis of enrichment coefficients of aerosol particles with microelements across all stations revealed that elements Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th, and U belong to the terrigenous group with enrichment coefficients (EC) less than 10. At Irkutsk station, the most significant contributors to overall pollution levels were Fe, Mn, Al, Cu, Ba, Ni, Zn, Pb, Se, and Co; the share of Fe ranged from 56% to 75% during winter and from 78% to 94% in summer. At Listvyanka station, dominant elements included Fe, Cu, Mn, Ni, Al, Zn, Se, and Co, with Fe reaching up to 92% during the warm season. At Bolshiye Koty station, the largest contributions came from Fe, Cu, Ni, and Mn, with Fe accounting for up to 80% during winter.

High concentrations of soot (black carbon and other organic compounds) during the cold season are characteristic of the Irkutsk and Listvyanka stations. At Bolshiye Koty station, an increase in black carbon levels was observed during the summer period. Carbon-containing particles are capable of sorbing various chemical compounds.

The sources of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) include the combustion of coal, oil, and wood, as well as emissions from vehicles and industrial enterprises. These compounds are highly resistant to degradation in the environment, tend to condense onto aerosol particles, and settle onto surfaces. In aerosols collected at monitoring stations, the predominant contribution of PAHs with two to three rings ranged from 29% to 41%, while PAHs with four to six rings had a smaller contribution, averaging from 2% to 9%. It was noted that in the aerosol from Irkutsk, collected in February 2024, the proportion of four-ring PAHs increased from 16% to 43%. Among the identified PAHs, phenanthrene was the most frequently detected; it occurs both in natural fossil hydrocarbons and is formed during the thermal decomposition of organic materials. Other commonly dominant compounds included naphthalene and 2-methylnaphthalene. Their concentrations are associated with emissions from transportation during incomplete fuel combustion and stationary sources.

The sizes of individual aerosol particles analyzed by scanning electron microscopy ranged from tens of nanometers to tens of micrometers. The samples contained soot, fly ash, mineral particles, and bioaerosols. During the cold period, soot and ash particles predominated; in warm periods, alkali earth metals along with heavy metals and biogenic aerosols were more prevalent. The presence of mineral particles in atmospheric aerosols is primarily due to terrigenous (earth-derived) origin.

5. Conclusions

A comprehensive analysis of the chemical composition of atmospheric aerosol fractions of different sizes, collected during various seasons of 2024 at the Listvyanka (rural), Bolshiye Koty (background) stations in the Central Ecological Zone, and the Irkutsk (urban) station in the Atmospheric Influence Zone of Southern Baikal, was conducted for the first time. Seasonal and spatial differences in the composition of aerosol particles across different size fractions at monitoring stations were identified, driven by a combination of natural and anthropogenic factors, including industrial activity, forest fires, and transportation. During winter, the highest concentrations of Ca^{2+}, NO_3^-, and SO_4^{2-} ions across all aerosol fractions were observed at the Irkutsk and Listvyanka stations. These increases were especially noted during northwest transport from industrial areas of Krasnoyarsk Krai and Irkutsk region. In Irkutsk, in addition to these ions, elevated levels of Na^+ and Cl^- ions were detected on larger particles. In summer, deposits from regions such as Mongolia, Kazakhstan, and the Republic of Tuva were identified, confirmed by back-trajectory analyses at altitudes of 500, 1000, and 1500 meters. The influence of forest fires on aerosol composition was particularly evident at the Listvyanka station, where during smoke events, concentrations of Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, and K^+ ions increased. At Bolshiye Koty station in winter, the lowest concentrations of all analyzed ions were recorded, confirming its status as a background site with minimal influence from local or regional pollution sources. During summer, under the impact of forest fires and water transport activities at this station, there was a slight increase in concentrations of NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, and Ca^{2+} ions in aerosol particles.

The majority of microelements (Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th, U) in aerosols across the studied territories primarily have a natural origin. Significant anthropogenic enrichment was observed for elements such as B, Cu, Se, Cd, Sn, Ag, which were the most prominent pollutants in the air with enrichment coefficients (EC) exceeding 1000. Seasonal dynamics at the Irkutsk station showed an increase in total microelement content during spring and summer periods. At the Listvyanka station, seasonal maxima of microelements shifted to autumn (October) and winter (December and February). In summer, at Bolshiye Koty station, the distribution of microelement concentrations in aerosol particles was similar to that of Listvyanka: water transport and forest fires significantly influenced their composition during this period.

Analysis of the PAH composition revealed a predominance of compounds with two to three benzene rings, and diagnostic ratios indicated their pyrogenic sources. During the summer period, an increase in the content of heavier PAHs with a greater number of rings was observed, suggesting a shift in sources involved in aerosol formation.

The particle morphology study using scanning electron microscopy revealed that the main components in the studied regions were soot and volatile ash during the winter period, and mineral particles and bioaerosols in summer. The presence of mineral particles in atmospheric aerosols is primarily due to their terrigenous origin.

Acknowledgements

The work was carried out with financial support from the state assignment project: No. 0279-2021-0014 for the analysis of aerosol particle composition, and from the Russian Science Foundation (RSF) grant No. 19-77-20058P for the statistical processing of the obtained results.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Anenberg S.C., Belova A., Brandt J. et al. 2016. Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. Risk Analysis 36(9): 1718-1736. DOI: 10.1111/risa.12540

ARL NOAA Atmospheric Resource Laboratory NOAA. URL: http://www.arl.noaa.gov (last accessed: 07.05.2025).

Belozerova O.Yu., Egorov V.I., Chebikin A.P. 2019. Use of Methods of Electronic Microscopy, Mass-Spectrometry and Roentgenospectral Electronic Probe Micro-Analyzer in Ecological and Analytical Studies. Elemental Composition of Blue Micro-Particles of Unknown Nature Observed in Suspended Substance of Lake Baikal. Izvestiya Baikal'skogo gosudarstvennogo universiteta [Bulletin of Baikal State University] 29(4): 533-544. DOI: 10.17150/2500-2759.2019.29(4).533-544 (In Russian)

Fiedler V., Nau R., Ludmann S. et al. 2009. East Asian SO_2 pollution plume over Europe – Part 1: Airborne trace gas measurements and source identification by particle dispersion model simulations. Atmospheric Chemistry and Physics 9: 4717-4728. DOI: 10.5194/acp-9-4717-2009

Golobokova L., Netsvetaeva O., Khodzher T. et al. 2021. Atmospheric Deposition on the Southwest Coast of the Southern Basin of Lake Baikal. Atmosphere 12(10): 1230. DOI: 10.3390/atmos12101357

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Gromov S.A. et al. 2025. Long-term studies of the chemical composition of atmospheric aerosol at Russian EANET stations. Optika atmosfery i okeana [Atmospheric and Oceanic Optics] 38(06): 422–431. DOI: 10.15372/AOO20250602 (in Russian)

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2025. Physical and Chemical Characteristics of Different Aerosol Fractions in the Southern Baikal Region (Russia) During the Warm Season. Atmosphere 16(7): 829. DOI: 10.3390/atmos16070829

Gorshkov A.G., Izosimova O.N., Kustova O.V. et al. 2021.Wildfires as a Source of PAHs in Surface Waters of Background Areas (Lake Baikal, Russia). Water 13(19): 1-16. DOI: 10.3390/w13192636

Grennfelt P., Engleryd A., Forsius M. et al. 2020. Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. Ambio 49: 849–864. DOI: 10.1007/s13280-019-01244-4

Ionel I., Makra L., Csépe Z. et al. 2018. Assessment of relationship between meteorological elements and air pollutants load in an urban environment. Journal of Environmental Protection and Ecology 4: 1462-1471.

Karagulian F., Belis C.A., Dora C. et al. 2015. Contributions to cities ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. Atmospheric Environment 120: 475-483. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.08.087

Khodzher T.V., Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S. et al. 2019. Ship-Based Studies of Aerosol-Gas Admixtures over Lake Baikal Basin in Summer 2018. Optika atmosfery i okeana [Atmospheric and Oceanic Optics] 32(4): 434-441. DOI: 10.1134/S1024856019040067 (in Russian)

Khodzher T.V., Golobokova L.P., Obolkin V.A. 2020. Chemical composition of aerosol and gas impurities in the Baikal region during wildfires in the summer of 2018-2019. Proceedings of SPIE 11560: 1-7. DOI: 10.1117/12.2575424

Manousakas M., Popovicheva O., Evangeliou N. 2020. Aerosol carbonaceous, elemental and ionic composition variability and origin at the Siberian High Arctic, Cape Baranova. Tellus. Series B: Chemical and Physical Meteorology 72: 1-14. DOI: 10.1080/16000889.2020.1803708

Marinaite I.I., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2023. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and PM10, PM2.5, PM1.0 Particles in the Atmosphere over the Southern Baikal Region. Russian Meteorology and Hydrology 48(4): 300-308. DOI: 10.3103/S1068373923040027

Obolkin V., Khodzher T., Sorokovikova L. et al. 2016. Effect of long-range transport of sulphur and nitrogen oxides from large coal power plants on acidification of river waters in the Baikal region, East Siberia. International Journal of Environmental Studies 73(3): 452-461. DOI: 10.1080/00207233.2016

Obolkin V., Molozhnikova E., Shikhovtsev M. 2021. Sulfur and Nitrogen Oxides in the Atmosphere of Lake Baikal: Sources, Automatic Monitoring, and Environmental Risks. Atmosphere 12(10): 1-10. DOI: 10.3390/atmos12101348

Order of the Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation of 17 February 2022 No 106 "On approval of the methodology for determining high and very high air pollution". URL: https://base.garant.ru/403588206 (last accessed: 09.04.2025)

Pogodaeva T.V., Lopatina I.N., Bashenkhaeva N.V. et al. 2020. Benthic dissolved organic carbon fluxes and distribution in Lake Baikal sediments. Limnology and Freshwater Biology 4: 879-881. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-879

Reid J., Koppmann R., Eck T. et al. 2005. A review of biomass burning emissions. Part 2: Intensive physical properties of biomass burning particles. Atmospheric Chemistry and Physics 5: 799–825. DOI: 10.5194/acp-5-799-2005

Rudnick R.L., Gao S. 2014. Composition of the continental crust. In Treatise on Geochemistry. Elsevier: Amsterdam. The Netherlands 4: 1-51. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6

Schlosser J.S., Braun R.A., Bradley T. et al. 2017. Analysis of aerosol composition data for western United States wildfires between 2005 and 2015: Dust emissions, chloride depletion, and most enhanced aerosol constituents. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 122(16): 8951–8966. DOI: 10.1002/2017JD026547

Shcherbov B.L., Zhurkova I.S. 2014. Forest fires as an important factor of scattering and concentration of chemical elements in Siberia. Geology and mineral resources of Siberia S3-2: 37-40.

Sun L., Ai X., Yao X. et al. 2023. Relationship between atmospheric pollution and polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh snow during heavy pollution episodes in a cold city, northeast China. Ecotoxicology and Environmental Safety 260: 1-10. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.115091

Tobiszewski M., Namiesnik J. 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. Environmental Pollution 162: 110-119. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.10.025

EPA Report U.S. EPA-450/R-12-001. 2012. U.S. Environmental Protection Agency, Washington: D.C.

Yue X.L., Gao Q.X. 2018. Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gasemissions. Advances in Climate Change Research 9(4): 243-252. DOI: 10.1016/j.accre.2018.12.003

Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S., Starikov A.V. et al. 2012. Chemical Composition of Aerosols in the Atmosphere of Mongolia. Russian Meteorology and Hydrology 8: 59-68. (In Russian)

Оригинальная статья

Химический состав различных фракций атмосферного аэрозоля в Южном Прибайкалье в 2024 г.

Голобокова Л.П.*, Ходжер Т.В., Лопатина И.Н., Маринайте И.И., Оболкин В.А., Онищук Н.А., Чебунина Н.С.

Лимнологический институт СО РАН, ул. Улан-Баторская. 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Впервые по сезонам года проведены комплексные исследования химического состава частиц аэрозоля размерных фракций 0.8, 2.0, 5.0, 10 мкм на трех станциях мониторинга атмосферы: в промышленном центре Южного Прибайкалья г. Иркутске и в Центральной экологической зоне западного побережья Южного Байкала на станциях Листвянка, Большие Коты. Проанализированы морфология, размеры отдельных частиц, ионный и микроэлементный состав, полициклические ароматические углеводороды, сажа. Показано, что пространственные и сезонные различия в составе атмосферного аэрозоля на трех станциях обусловлены сочетанием антропогенных и природных факторов: промышленное воздействие, метеорологические условия, лесные пожары и транспорт. Увеличение концентраций загрязняющих веществ в частицах разных размерных фракций наблюдалось при поступлении воздушных масс с северо-западного и северного направлений, где расположены промышленные центры Иркутской области и Красноярского края. В летний период отмечались заносы примесей при поступлении воздушных масс с южных направлений – из Бурятии, Монголии, Республики Тыва, Казахстана.

Ключевые слова: Байкальский регион, атмосфера, аэрозоль, ионы, микроэлементы, морфология частиц, органические загрязнители

Для цитирования: Голобокова Л.П., Ходжер Т.В., Лопатина И.Н., Маринайте И.И., Оболкин В.А., Онищук Н.А., Чебунина Н.С. Химический состав различных фракций атмосферного аэрозоля в Южном Прибайкалье в 2024 г. // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 960-982. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-960

1. Введение

Антропогенные выбросы загрязняющих веществ в атмосферу представляют собой наиболее сложный для контроля компонент загрязнения окружающей среды, оказывающий воздействие не только на атмосферный воздух, но и на водные и наземные экосистемы. Основным критерием для установления нормативов оценки качества атмосферного воздуха является степень влияния содержащихся в нем загрязняющих веществ на здоровье человека и окружающую среду (Anenberg et al., 2016; Yue and Gao, 2018; Ionel et al., 2018; Grennfelt et al., 2020). Аэрозольные частицы в атмосфере играют важную роль в формировании погодных условий и климатических процессов, как на региональном, так и на глобальном уровнях, что обуславливает необходимость тщательного контроля их физических параметров и химического состава.

В работе, посвященной современному обзору загрязнения окружающей среды различными источниками в отдельных регионах мира, проведен анализ переноса загрязняющих веществ на региональном и межконтинентальном уровнях (Karagulian et al., 2015). Известно, что компоненты, загрязняющие атмосферу, могут переноситься в стратосферных слоях на значительные расстояния от источника выброса, достигая десятков тысяч километров (Fiedler et al., 2009). Крупные частицы быстро удаляются из атмосферы посредством сухого и влажного осаждения, в то время как мелкие имеют более длительный срок существования и более опасны для окружающей среды и человека. Это особенно актуально для фоновых территорий, таких как Сибирь, где чувствительность к крупномасштабным эмиссиям, возникающим в результате лесных пожаров, сжигания природного газа и попутного нефтяного газа, является высокой (Khodzher et al., 2019; Manousakas et al., 2020).

В пределах зоны атмосферного влияния на озеро Байкал расположено несколько городов Иркутской области, которые характеризуются высо-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: lg@lin.irk.ru (Л.П. Голобокова)

Поступила: 01 августа 2025; ***Принята:*** 19 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ким уровнем загрязнения атмосферы. Воздушные выбросы в виде газовых примесей и аэрозольного вещества из источников, находящихся на территории, прилегающей к озеру (шириной до 60 км), имеют значительную вероятность оседания загрязняющих веществ на акватории Байкала, колеблющуюся от 10 до 100%. Это создает экологические риски для уникальной экосистемы озера. Экологическая опасность аэрозольных выбросов обусловлена множеством факторов, включая изменения в их химическом и дисперсном составе, сорбировании стойких органических веществ, тяжелых металлов и других загрязнителей на отдельных частицах.

Наибольшую антропогенную нагрузку испытывает атмосфера Южного Байкала, куда примеси поступают от региональных источников загрязнения, расположенных в долине реки Ангары на удалении 50-100 км к северо-западу от озера и крупных населенных пунктов побережья озера (Obolkin et al., 2016; 2021). Эти источники включают выбросы теплоэнергетики, промышленных предприятий, транспорта и другие виды деятельности человека, которые ухудшают качество воздуха и могут негативно сказываться на состоянии окружающей среды.

Основная задача исследования заключалась в комплексном анализе химического состава частиц разных размерных фракций аэрозоля по сезонам года в нескольких районах Южного Прибайкалья с разной степенью антропогенной загруженности. Проведенные исследования подчеркивают необходимость такого мониторинга атмосферного аэрозоля для оценки экологического состояния региона и детального выявления источников загрязнения.

2. Материалы и методы

2.1. Станции мониторинга, отбор проб атмосферного аэрозоля

Атмосферный аэрозоль отбирался в разные сезоны (зима, весна, лето, осень) 2024 года на станциях Листвянка, Большие Коты, расположенных на территории Центральной экологической зоны (ЦЭЗ) Южного Байкала, а также в Зоне атмосферного влияния (ЗАВ) -в г. Иркутске. Урбанизированная станция в г. Иркутске (52.14 N, 104.15 E) находится на левом берегу р. Ангара в 70 км от оз. Байкал. Отбор проб происходил на территории Лимнологического института СО РАН в южной части города. Листвянка (51.50 N, 104.53 E) является сельской станцией, расположена выше одноименного поселка Листвянка на прибрежном холме юго-западного побережья озера Байкал. Станция находится на высоте около 200 м над уровнем озера на территории Астрофизической обсерватории Института солнечно-земной физики СО РАН. Обе станции входят в сеть станций мониторинга кислотных осаждений Юго-Восточной Азии – EANET (Голобокова и др., 2025). Наблюдения на станции Большие Коты (51.90 N, 105.07 E) проводились на базе научного стационара Лимнологического института СО РАН вблизи небольшого прибрежного поселка Большие Коты. Поселок Большие Коты удален на 24 км от п. Листвянка (Рис. 1). Исследования по составу атмосферного аэрозоля, выполненные ранее в этом районе показали фоновые характеристики концентрации ионов при изучении атмосферы Южного Байкала. При минимальном влиянии внешних воздействий (отсутствие костров на берегу, судов в прибрежной акватории), концентрация суммы ионов в аэрозоле на этой станции соответствует уровню фоновых районов озера Байкал и не превышает 1,0 мкг/м^3 (Golobokova et al., 2021).

Атмосферный аэрозоль на станциях мониторинга отбирался каскадным импактором ИКС-10 (ООО Корпорация «ИНТек», г. Екатеринбург, Россия) с объемной скоростью 10 л/мин, позволяющем разделять аэрозольные частицы на фракции 0.8, 2.0, 5.0, 10 мкм.

2.2. Определение химического состава аэрозоля

Аналитические работы выполнялись на приборной базе Центра коллективного пользования «Ультрамикроанализ» Лимнологического института СО РАН с использованием стандартизированных методик.

Для достижения полной экстракции ионов NH_4^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, NO_2^-, NO_3^- SO_4^{2-} аэрозольные фильтры подвергались обработке в ультразвуковой ванне. Анализ ионного состава аэрозоля проводился с использованием ионной системы ICS-3000 производства компании Dionex Corporation (Саннивейл, Калифорния, США). В процессе анализа применялись колонки Analytical column IonPac AS19 (диаметр 2 мм, длина 250 мм) и IonPac CS12A (диаметр 2 мм, длина 250 мм). Система генерации элюентов позволяет проводить анализ анионов и катионов на уровне следовых концентраций.



Рис.1. Схема станций отбора проб атмосферного аэрозоля.

Методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на масс-спектрометре «Agilent 7500 ce» производства компании Agilent Scientific Instruments (Санта-Клара, Калифорния, США) проводилось определение концентрации 27 микроэлементов- Li, Be, B, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Cd, Sn, Sb, Ba, W, Pb, Th, U, Ag и Tl. Отобранные примеси извлекались смесью концентрированной азотной кислоты и пероксида водорода при температуре 95˚C в ультразвуковой бане. Предел обнаружения каждого элемента определялся как минимальная концентрация, при которой сигнал от образца превышал фоновую составляющую в три раза при доверительной вероятности 98% (Golobokova et al., 2025).

Концентрации двадцати одного полиароматического углеводорода (ПАУ) в аэрозольной фазе определены методом внутренних стандартов с использованием растворов фенатрена-d10, хризена-d12 и перилена-d12 в качестве добавок. Соединения, включающие нафталин, 2-метилнафталин, 1-метилнафталин, аценафтен, аценафтилен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, ретен, бенз(а)антрацен, хризен, бенз(B)флуорантен, бензо(K)флуорантен, бензо(e)пирен, бенз(а)пирен, перилен, дибенз(a,H)антрацен, индено(l,2,3-CD) пирен и бенз(g,h,i)перилен, анализировались на хромато-масс-спектрометрической системе «Agilent, GC System 7890B, 7000 CGC/MSTripleQuad» (Санта-Клара, Калифорния, США) (Gorshkov et al., 2021; Маринайте и др., 2023).

Определение общего содержания углеродсодержащих соединений (сажа, черный углерод) на аэрозольных фильтрах выполнялось методом высокотемпературного сжигания в среде кислорода на анализаторе общего органического углерода и азота Vario TOC cube с ИК-детектором (Elementar Analysensysteme GmbH, Германия). Стандартное отклонение не превышало 0,01. В качестве стандарта использовали гидрофталат калия (Pogodaeva et al., 2020).

На растровом электронном микроскопе FEI Quanta 200 (FEI Company, Хилсборо, Орегон, США), укомплектованного энергодисперсионной приставкой рентгеновского микроанализа EDAX, исследовали морфологию и элементный состав отдельных частиц. Для снижения электрического заряда частицы напыляли золотом с помощью автоматизированной вакуумной установки Desktop Sputter and Carbon Coater DSCR (Массачусетс, США) (Белозерова и др., 2019).

Для идентификации источников аэрозоля проводился анализ обратных траекторий воздушных масс за трехдневный период, взятых с высот 500, 1000 и 1500 метров. В качестве исходных данных использовались данные, предоставленные Национальным управлением океанических и атмосферных исследований США, основанные на модели HYSPLIT (http://www.arl.noaa.gov).

Для расчета коэффициентов обогащения микроэлементного состава использовали формулу:

$$KO_i = [(C_i/\mathrm{Al})_{\text{аэр}}]/[(C_i/\mathrm{Al})_{\text{зк}}] \quad (1),$$

где KO_i – коэффициент обогащения, (C_i/Э) – отношение концентрации *i*-того элемента и реперного элемента (Al) в аэрозолях (аэр) и в земной коре (зк) (Rudnick and Gao, 2014).

Вклад микроэлементов в общий уровень загрязнения воздуха рассчитывали по формуле (Приказ Министерства, 2022 https://base.garant.ru/403588206):

$$\text{Вклад, \%} = [(C_i/\text{ПДКсс})^{\beta i}/\Sigma(C_i/\text{ПДКсс})^{\beta i}] \times 100 \quad (2),$$

где βi – константа для различных классов опасности, C_i – концентрация микроэлемента в составе аэрозоля, ПДКсс – предельно допустимая среднесуточная величина концентрации микроэлемента в воздухе населенных мест.

3. Результаты

3.1. Ионный состав атмосферного аэрозоля

Образцы атмосферного аэрозоля на станции Иркутск были собраны в феврале, марте, июне, июле, октябре и декабре 2024 года. Данный подход позволил охватить все сезоны года и учесть разные метеорологические условия, характерные для исследуемой территории. Сезонная изменчивость суммы ионов в составе атмосферного аэрозоля (АА) на станции Иркутск была типичной для континентальных урбанизированных районов. Наиболее высокие уровни концентрации ионов в АА наблюдались в осенне-зимний период и обусловлены, прежде всего, деятельностью топливно-энергетического комплекса. Значительное повышение их концентраций определено в октябре и связано с началом отопительного сезона. Более высокие значения в декабре объясняются отсутствием устойчивого снежного покрова и увеличением антропогенного воздействия, связанного с ростом объемов сжигаемого топлива при понижении температуры воздуха. В феврале, когда подстилающая поверхность еще полностью покрыта снегом, почвенные источники отсутствуют, влияние топливно-энергетического комплекса сохраняется. Повышенные суммы ионов как на грубодисперсных частицах (2.0, 5.0, 10 мкм), так и на субмикронных (<1.0 мкм) свидетельствуют о влиянии как локальных, так и региональных источников. Эти закономерности хорошо демонстрируются данными, представленными на Рисунке 2, а.

Весной, когда начинается таяние снежного покрова, при интенсивном притоке солнечной радиации усиливается турбулентный теплообмен и процессы конвекции в атмосфере. При таянии снега в атмосферу попадает значительное количество примесей, накопившихся в снежном покрове за зимний период, что способствует усилению загрязнения воздуха. Более высокие концентрации ионов в АА на крупных частицах в марте указывают на влияние локальных источников примесей в атмосферу.

В летний период (июнь, июль) влияние топливно-энергетического комплекса снижается. Однако, как показано в работе (Golobokova et al., 2025), в Иркутске в теплый период года наблюда-

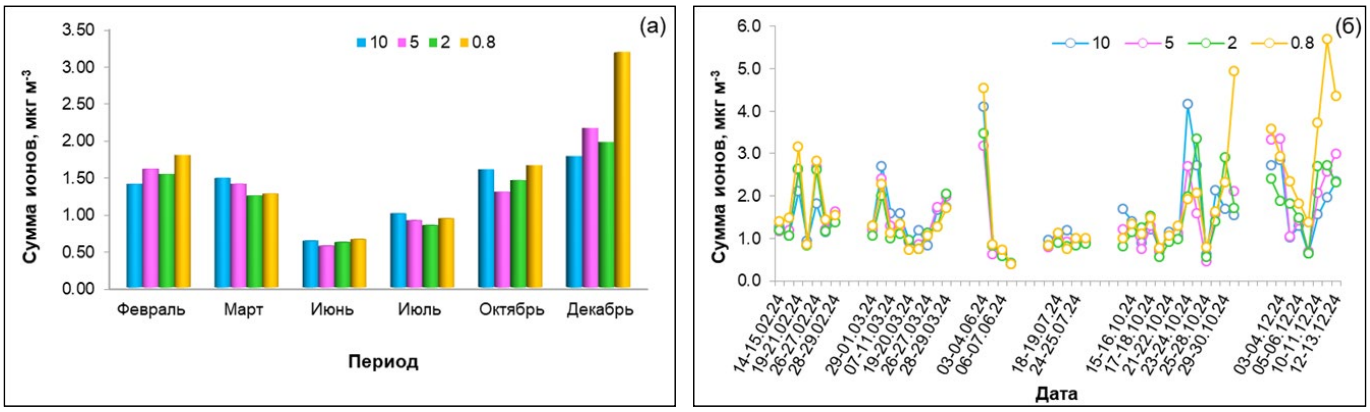


Рис.2. Сезонная (а) и среднесуточная (б) изменчивость суммы ионов в составе атмосферного аэрозоля разных размерных фракций (10, 5.0, 2.0, 0.8 мкм) на станции Иркутск в 2024 г., мкг/м$^{3.}$

лось локальное поступление примесей в атмосферу из антропогенно-нагруженных районов города, особенно при северных и восточных ветрах. Кроме того, летом на изменчивость ионного состава аэрозоля оказывают влияние такие метеорологические факторы, как усиление ветра, рост количества атмосферных осадков, лесные пожары. Более высокие концентрации ионов в АА в июле 2024 г. обусловлены поступлением дымового аэрозоля от лесных пожаров (см. Рис. 2, а).

При усреднении среднемесячных значений данные, выходящие за пределы трех стандартных отклонений в соответствии с нормальным распределением, были исключены для предотвращения искажения средних показателей, но при анализе среднесуточных измерений сохранены. В ходе межсуточных наблюдений установлено, что длительное воздействие воздушных масс, поступающих с одного из направлений переноса в исследуемый район, оказывало значительное влияние на изменение концентрации ионов в составе всех фракций частиц, среди которых главными были Na^+, Ca^{2+}, Cl^-, NO_3^- и SO_4^{2-}. Так, например, трехсуточное поступление воздушных масс с северо-западного направления, зафиксированное с 16 по 19 февраля 2024 года (Рис. 3, а), привело к увеличению концентрации ионов Na^+ в 2.5–3 раза, Ca^{2+} – в 1.5–2 раза, NO_3^- – в 7.5–10 раз и SO_4^{2-} – в 3 раза на частицах размером 0.8, 2.0 и 5.0 мкм по сравнению с начальным периодом измерений 14-15 февраля при юго-юго-западном переносе воздушных масс. Концентрация ионов Cl^- при этом возросла в среднем в 1,5 раза на частицах 2.0, 5.0 и 10 мкм. Наиболее значительное увеличение концентрации ионов K^+ (5.8 раза), фиксировалось на частицах 0.8 мкм. Кроме того, наблюдалось повышение концентрации ионов Mg^{2+} во всех размерных фракциях в 2.2-9.2 раза.

При смене направления ветра на западное и юго-юго-западное произошло снижение концентрации всех ионов, которое вновь возросло при северо-западном переносе 26-27 февраля, 4-5 марта, 27-29 марта, 16-18 октября, 11-12 декабря (см. Рис. 2, б). Повышение концентрации ионов на крупных и мелких частицах при этом направлении воздушных масс свидетельствует как об локальном их происхождении, так и о дальнем межрегиональном переносе со стороны Красноярского края в эти периоды отбора аэрозольных частиц. Ранее было показано, что господствующие на высотах северо-западные и северные потоки воздушных масс, смещаясь

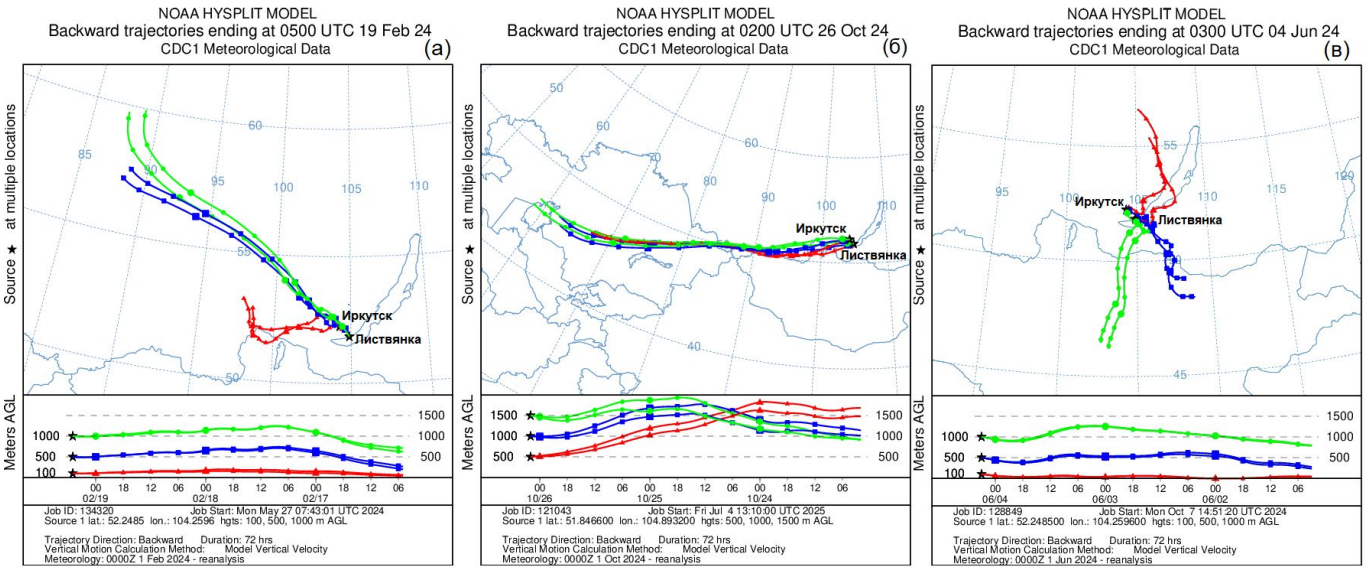


Рис.3. Обратные траектории движения воздушных масс на высотах 500, 1000, 1500м (базы данных Национального управления океанических и атмосферных исследований США, основанные на модели HYSPLIT а)16-19 февраля 2024 г., б) 24-26 октября 2024 г., в) 3-4 июня 2024 г. (ARL NOAA, http://www.arl.noaa.gov)

над промышленными районами Красноярского края и Иркутской области, обогащаются частицами антропогенного происхождения и с нисходящими потоками в антициклоне приводят к росту суммы ионов в атмосферном аэрозоле в районе наблюдения (Голобокова и др., 2025).

Длительное поступление воздушных масс с западного направления (22-29 октября, Рис. 3, б) с территорий Казахстана и Республики Тыва в основном сопровождалось повышением концентраций ионов Na^+, K^+, Cl^- и SO_4^{2-} в частицах 2.0, 5.0 и 10 мкм.

Наблюдающееся повышение суммы ионов 3-4 июня 2024 г. во всех фракциях аэрозоля происходило на фоне поступления воздушных масс с южных районов Монголии (Рис. 3, в). На юге этой страны в пустыне Гоби производится добыча каменного угля, а также разрабатываются месторождения золота и меди. В свою очередь на территорию Монголии при южных и юго-восточных переносах воздушных масс поступают загрязняющие примеси из наиболее промышленно развитых центральных и восточных районов Китая, включающих Шэньян, Шанхай, Пекин (Жамсуева и др., 2012). Возникающая температурная инверсия позволяет пылевому аэрозолю переноситься на большие расстояния. Сравнение концентраций ионов в аэрозоле, собранном 3-4 июня, со средними значениями июня показало значительное увеличение содержания всех ионов от 3 до 12.5 раз. Так, на частицах 10 мкм произошло увеличение концентраций NH_4^+, Mg^{2+} и Cl^-, от 4.0 до 11.9 раз. На частицах 5.0 мкм заметное увеличение концентраций наблюдалось для ионов Na^+, Mg^{2+} и NO_3^- с максимальным повышением до 12 раз для Mg^{2+}, ионов Na^+ и NO_3^- – в 7.3 раза. Аналогичная тенденция прослеживалась и для частиц 2.0 мкм, рост концентраций ионов NH_4^+, Mg^{2+} и Cl^- в которых изменяется от 6.5 раз по Cl^- до 10.3 раз по Mg^{2+}. На мелких частицах 0.8 мкм максимальное повышение концентраций наблюдались для K^+ (10.9 раз), Mg^{2+} (10.1 раз) и NO_3^- (8.8 раз).

В сезонном распределении суммы ионов в аэрозоле разных размерных фракций на станции Листвянка, как и на станции Иркутск, наиболее высокие значения ионов наблюдались в осенне-зимние месяцы – октябре, декабре и феврале (Рис. 4, а). В октябре и декабре в Листвянке, как и на станции Иркутск, отсутствует устойчивый снежный покров, и действует отопительный период. В феврале, в пик интенсивного зимнего туристического сезона на оз. Байкал, в п. Листвянка на ограниченной территории вдоль побережья и на льду озера скапливается большое количество автотранспорта, что дополнительно увеличивает загрязнение воздуха выхлопными газами. Увеличение концентрации ионов в июле связано с поступлением дымового аэрозоля от лесных пожаров в район наблюдений.

В среднесуточной динамике повышение суммы ионов в аэрозоле происходило при поступлении воздушных масс с северо-западных и северных направлений, снижение – при поступлении с южных (ЮВ, ЮЮВ, Ю, ЮЮЗ, ЮЗ) направлений. Так 19-22 июля 2024 г. в атмосфере на ст. Листвянка ощущался запаха дыма от лесных пожаров. Как показали обратные траектории, дымовой аэрозоль поступал с северного и юго-юго-восточного направлений - с территории Бурятии (Рис. 5, а). В то же время на высоте 3000 м (зеленые линии) воздушные массы передвигались с территории Монголии (Рис. 5, б). В составе аэрозоля всех размерных фракций наиболее всего повысилась концентрация ионов Na^+ (2.1-6.9 раз), NH_4^+ (1.9-8.0 раз), K^+ (2.8-3.7 раз), Cl^- (2.3-4.0 раз) и SO_4^{2-} в 4 раза. Как известно, в зависимости от вида сжигаемой биомассы летучие неорганические компоненты конденсируются в виде хлоридов и сульфатов в группу частиц, обогащенных калием. Хлориды и калий являются маркерами дымов лесных пожаров и используются при моделировании переноса шлейфов от лесных пожаров (Reid et al., 2005).

В составе аэрозоля, собранного на стационаре Большие Коты, сезонная изменчивость суммы ионов отличалась от таковой на станциях Иркутск и Листвянка. Наиболее низкие концентрации ионов наблюдались в холодный период на крупных частицах 2.0, 5.0 и 10 мкм. В результате географической удаленности от крупных промышленных центров, малого количества проживающих людей в поселке, наличие устойчивого снежного и ледового покрова на поверхности озера, атмосферные процессы, способствующие накоплению загрязняющих веществ, здесь существенно ограничены. Эти факторы снизили до минимальных величин антропогенное воздействие на качество атмосферного воздуха в поселке Большие Коты (Рис. 6). В летний период в этом районе наблюдалось воздействие подстилаю-

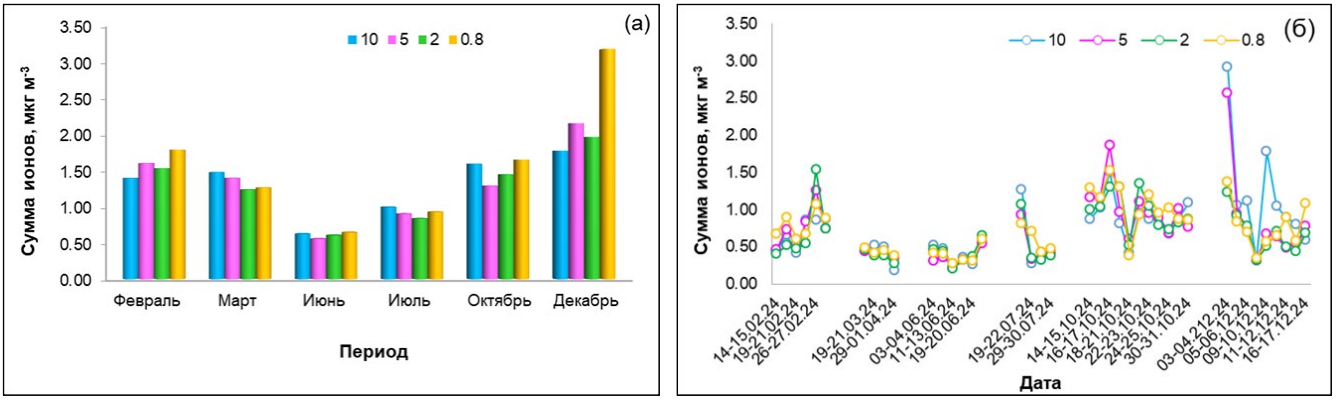


Рис.4. Сезонная (а) и среднесуточная (б) изменчивость суммы ионов в составе атмосферного аэрозоля разных размерных фракций на станции Листвянка в 2024 г., мкг/м^3.

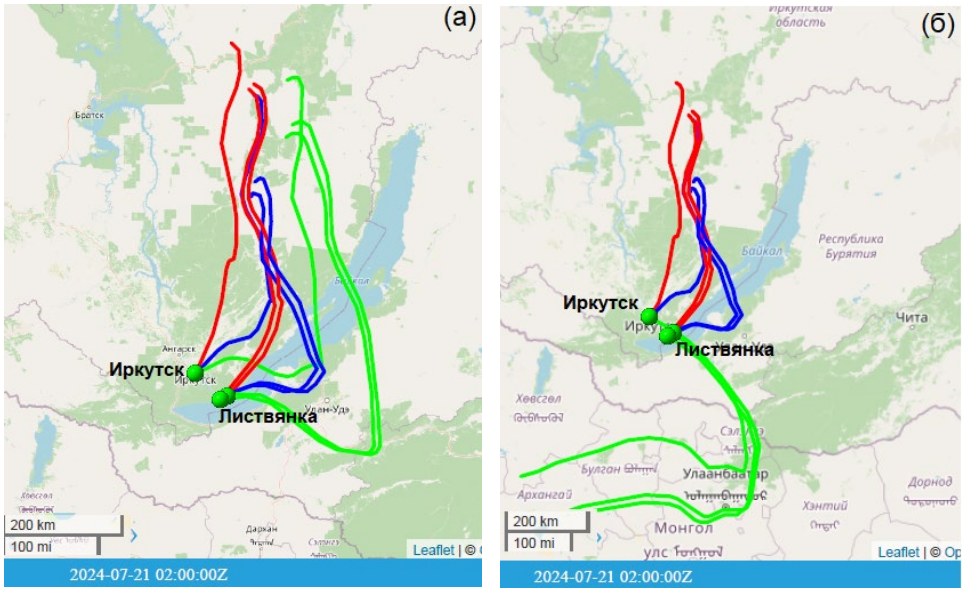


Рис.5. Поступление дымового аэрозоля на территорию Байкальского региона и акваторию оз. Байкал 21июля 2024 г.: а) на высотах 100, 500, 1500 м; б) 100, 500, 3000 м (ARL NOAA, http://www.arl.noaa.gov).

щей поверхности и антропогенных факторов, связанных с водным транспортом. Произошло увеличение суммарного содержания ионов на частицах размером 10 мкм в 4 раза, что указывает на доминирование локальных источников в формировании химического состава атмосферного аэрозоля во время летнего туристического сезона. Общая концентрация суммы ионов возросла за счет роста концентрации ионов NH_4^+ (в 16 раз), K^+ (в 10 раз), Mg^{2+} (в 8.0 раз), Ca^{2+} (в 9.8 раз), Cl^- (в 3.5 раз), SO_4^{2-} (в 3.4 раза). Почти кратное повышение концентрации ионов Ca^{2+} наблюдалось на частицах всех размеров. Сумма ионов на частицах 2.0 и 5.0 мкм возросла в 2.5 и 3.0 раза, соответственно, на частицах 0.8 мкм – в 1.6 раз. 9-10 июля 2024 г. в атмосфере отмечался запах дыма (Рис. 6, б). В этот период зафиксирован рост суммы ионов на частицах размером 10 мкм – в 5.0 раз, 5.0 мкм – в 1.6 раза по сравнению со средними значениями за июль. Влияние лесного пожара с 19 по 22 июля, наиболее отчетливо проявившегося в изменении ионного состава на станции Листвянка, оказалось значительно менее выраженным в п. Большие Коты. Тем не менее, занос дыма от пожара, несмотря на его меньшую интенсивность, привел к повышению в АА ионов Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+} и K^+, особенно в крупных частицах.

3.2. Микроэлементный состав атмосферного аэрозоля

В ходе анализа микроэлементного состава аэрозоля в феврале-марте на станции Иркутск было выявлено, что наиболее высокие концентрации со значением свыше 1.0 нг/м^3 определены для элементов Cr, As, Sn, Ni, V, Pb, Cu, Sr, Mn, Ti, Ba, Zn, Fe, B и Al. Их доля в общем микроэлементном составе составляла в среднем 98–99%. В летний период и в начале отопительного сезона этот ряд был расширен за счет Mo, Sb, W и Co. В аэрозоле на стационаре в Больших Котах наиболее высокими в марте были концентрации Zn, Cu, Al, Fe, B, в летний период к ним добавились Ni и Sn. В совокупности доля микроэлементов в аэрозоле с концентрацией более 1.0 **нг**/м^3 составила на станции Большие Коты в марте 93%, в июле – 97%. В составе аэрозоля на ст. Листвянка повышенную концентрацию имели Ba, Sr, Mn, Ti, Ni, Zn, Cu, Pb, B, Fe, Al, что составило 97% от общей суммы всех элементов. Суммарное содержание микроэлементов в аэрозоле на станции Иркутск в среднем превышает аналогичные показатели Листвянки более чем в четыре раза, в аэрозоле Больших Котов – более чем в восемь раз.

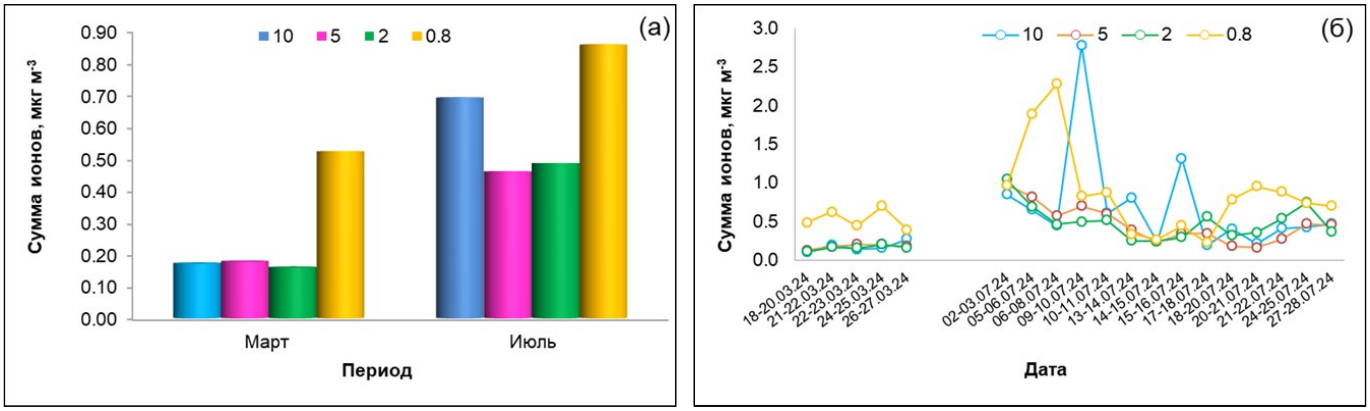


Рис.6. Сезонная (а) и среднесуточная (б) изменчивость суммы ионов в составе атмосферного аэрозоля разных размерных фракций аэрозоля на стационаре Большие Коты в 2024 г., мкг/м^3.

В сезонном распределении в составе аэрозоля Иркутска повышенные суммы микроэлементов, как и суммы ионов, наблюдались в октябре и декабре. Превышение суммарной концентрации микроэлементов в июне, по сравнению с холодным периодом, составило в 2.3-2.4 раза на частицах 2.0, 5.0 и 10 мкм. На частицах 0,8 мкм различия были ниже одного среднеквадратичного отклонения (Рис. 7).

Наибольший интерес представлял элементный состав аэрозоля, собранный 22 июля, когда в воздухе присутствовал запах дыма от лесных пожаров. В аэрозоле наблюдалось значительное увеличение концентрации микроэлементов на частицах размером 10 мкм по сравнению со средними значениями июня. Уровень содержания элементов возрос от трех до двадцати двух раз, причем наибольшее превышение зафиксировано для Co, Ni и Pb. Максимальное увеличение концентрации, достигающее 107 раз, отмечено для Zn. Необходимо отметить, что со шлейфами от лесных пожаров увлекаются не только активные воздушные мигранты лесных пожаров, но и элементы, накапливающиеся на пожарищах (Cr, Ni, Co, V, Th, Al), а также выбросы промышленных предприятий и почвенная пыль (Щербов и Журкова, 2014; Schlosser et al., 2017). В отличие от элементного состава аэрозоля в г. Иркутске, на станции Листвянка в сезонном цикле максимальные значения концентрации микроэлементов, как и ионов, наблюдались не только в октябре и декабре, но и в феврале. В пик туристического сезона на Байкале, особенно возросло содержание таких элементов, как B, Al, V, Co, Ni, Cu, As, Sr. Самые высокие уровни микроэлементов наблюдались на частицах размером 0.8 и 2.0 мкм (см. Рис. 7, б). В марте концентрация микроэлементов снизилась, однако в июне вновь произошло их повышение в связи с накоплением в атмосферном воздухе растительного и почвенного материала.

На стационаре Большие Коты прослеживалось идентичное станциям Иркутск и Листвянка распределение концентраций микроэлементов с более низким содержанием в марте и повышением в июле. Для большей достоверности средних данных, исключены пробы с высокими концентрациями, отобранные 6 июля при влиянии локального источника (работа двигателя судна вблизи станции) и 22 июля при влиянии дымовой эмиссии лесных пожаров. Превышение суммарной концентрации элементов в летний период на частицах 10 мкм было в 1.9 раз, 5.0 мкм – в 3.7 раз, 2.0 мкм – в 4.1 раз, 0.8 мкм – в 4.8 раз выше, чем в весенний (Рис. 7, с).

В аэрозоле, собранном при влиянии работы двигателя судна, находящегося вблизи точки отбора проб в течение нескольких часов, выявлены повышенные концентрации всех определяемых микроэлементов. Сравнительный анализ с усредненными июльскими значениями продемонстрировал более чем трехкратное превышение для следующих элементов: Be, B, Se, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Mo, Cd, Sn, Pb, U, Ag, которые были сорбированы, в основном, на частицах 2.0 и 0.8 мкм. В результате сравнения концентраций элементов в аэрозоле, собранном при воздействии дымовой эмиссии, с аналогичными средними данными за июль выявлено, что, как и в аэрозоле Иркутска, наибольшее превышение концентраций наблюдалось на частицах 10 мкм, с такой же кратностью от трех до двадцати двух раз, но для меньшего числа элементов. Особенно заметно возросли концентрации урана (U), лития (Li) и кобальта (Co).

Результаты анализа коэффициентов обогащения микроэлементами аэрозольных частиц, отобранных на станциях Иркутск, Листвянка и Большие Коты, позволили классифицировать элементы Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th и U как компоненты терригенного происхождения с коэф-

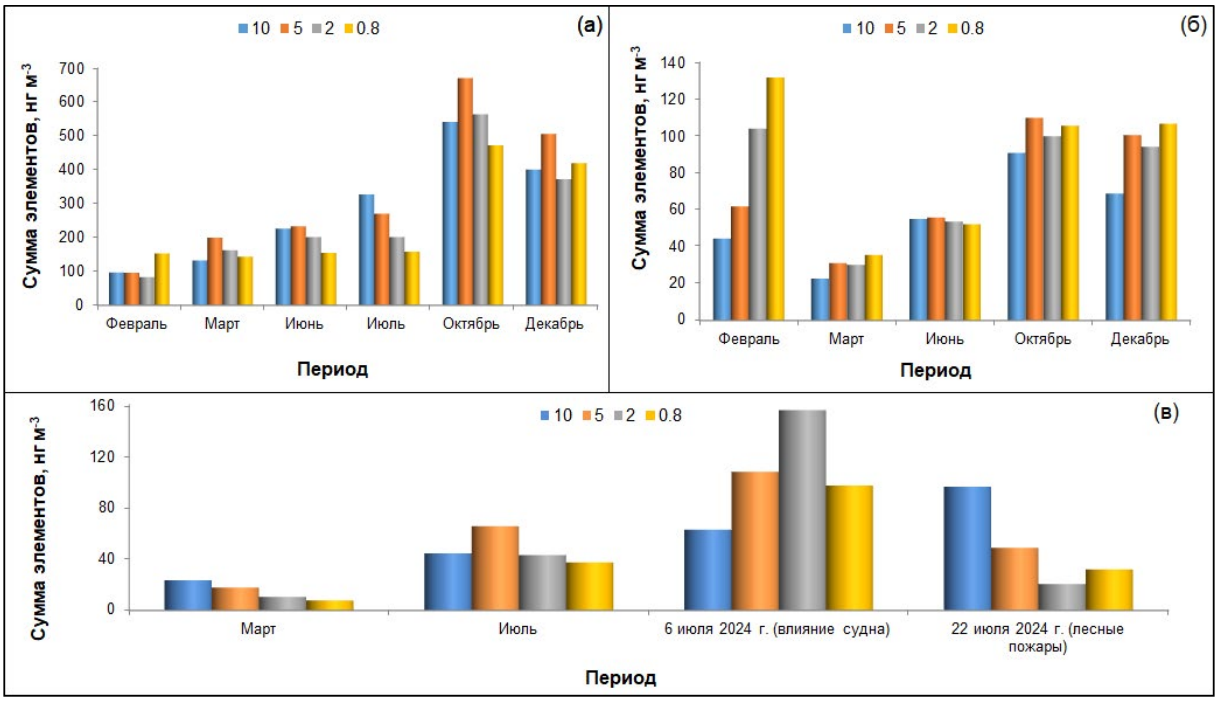


Рис.7. – Сезонная изменчивость суммы микроэлементов в составе атмосферного аэрозоля на станциях Иркутск (а), Листвянка (б) и Большие Коты (в) в 2024 г., нг/м$^{3.}$

фициентами обогащения (КО) менее 10. Элементы Ni, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W и Pb были отнесены к группе с коэффициентами обогащения от 10 до 1000. Наибольшее обогащение аэрозольных частиц (КО более 1000) обнаружено для элементов B, Cu, Se, Cd, Sn и Ag. Оба ряда элементов имеют техногенное происхождение.

Наибольший вклад в общий уровень загрязнения воздушной среды на станции Иркутск в порядке возрастания вносили элементы Fe > Mn > Al > Cu > Ba > Ni > Zn > Pb > Se > Co. Меньшее количество элементов, участвующих в общем уровне загрязнения воздуха, определено на станциях Листвянка (Fe > Cu > Ni > Al > Mn > Zn > Se > Co) и Большие Коты (Fe > Cu > N > Mn).

3.3. Распределение сажевых частиц и ПАУ в составе аэрозоля

Сажевые частицы образуются в результате неполного сгорания органического топлива и могут включать в себя углеродные частицы (черный уголь), а также другие органические соединения, которые участвуют в загрязнении воздуха. Они выбрасываются непосредственно в атмосферу в виде мелких частиц с радиусом менее 2.5 мкм и легко сорбируются на аэрозольных частицах разного размера (Report EPA-450, 2012). Время пребывания сажи в атмосфере исчисляется несколькими днями или неделями. Исследования по черному углероду, выполненные в атмосфере над Байкалом, подтверждают, что распределение массовой концентрации этого компонента над акваторией Байкала неравномерно и свидетельствуют о влиянии выбросов, переносимых из промышленных районов Прибайкалья по долинам рек Ангары, Селенги из крупных населенных пунктов, туристических мест на побережье, а также во время лесных пожаров (Khodzher et al., 2020).

Как следует из Рисунка 8, наиболее высокие концентрации сажевых частиц содержались в аэрозоле на станции Иркутск. В сезонном ходе концентрации сажи на всех станциях наблюдалось ее снижение в летний период, максимальные значения определены зимой. Наиболее подробно среднесуточная динамика концентраций сажи проанализирована в феврале на станции Иркутск. Низкие концентрации определены в периоды усилении скорости ветра и выпадения осадков (16-19 февраля, 22-26 февраля). Учитывая, что сажевые частицы могут длительно находиться в атмосфере, повышенные концентрации сажи в аэрозоле, собранном 25-26 июля, очевидно, связаны с наличием дымового аэрозоля 19-22 июля в атмосфере на территории Иркутска и Листвянки, где влияние лесных пожаров сказывалось сильнее, чем в Больших Котах.

Сажевые частицы часто служат носителями полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), которые прилипают к их поверхности, что увеличивает их стойкость и опасность для здоровья. Измерения сажи и ПАУ проводились на частицах разных размерных фракций проводились впервые на станциях мониторинга в Южном Прибайкалье.

В холодный период (февраль-март) в аэрозоле г. Иркутска средние значения суммы ПАУ изменялась от 0.4 до 0.5 нг/м^3 на частицах размером 2.0, 5.0 и 10 мкм и составили 2.2 нг/м^3 на частицах диаметром 0.8 мкм. В крупных частицах преобладала группа высокомолекулярных соединений с двумя, тремя и четырьмя бензольными кольцами, содержание которых составило в среднем 31%, 31% и 29%, соответственно. На частицах 0.8 мкм отмечалось повышение доли соединений ПАУ с пятью бензольными кольцами от 17% до 25%, а вклад ПАУ с двумя кольцами снижался от 6% до 9%. Среди индивидуальных ПАУ на частицах 5.0 и 10 мкм доминировали фенантрен и нафталин, на частицах 2.0 мкм – фенантрен, нафталин и флуорантен, на частицах 0.8 мкм – пирен, фенантрен, флуорантен и бенз[b] флуорантен. На основе метода диагностических соотношений флуорантен/(флуорантен+пирен), равных более 0.4, в г. Иркутске источники ПАУ классифицируются как пирогенные (Tobiszewski and Namiesnik, 2012; Sun et al., 2023). На частицах 10 мкм при значениях соотношения 0.5-0.7 ПАУ адсорбированы из пирогенных источников, таких как теплоэлектростанции (ТЭЦ) и автотранспорт. На частицах 5.0 мкм, где соотношение составляло 0.3-0.8, обнаружены как пирогенные, так и петро-

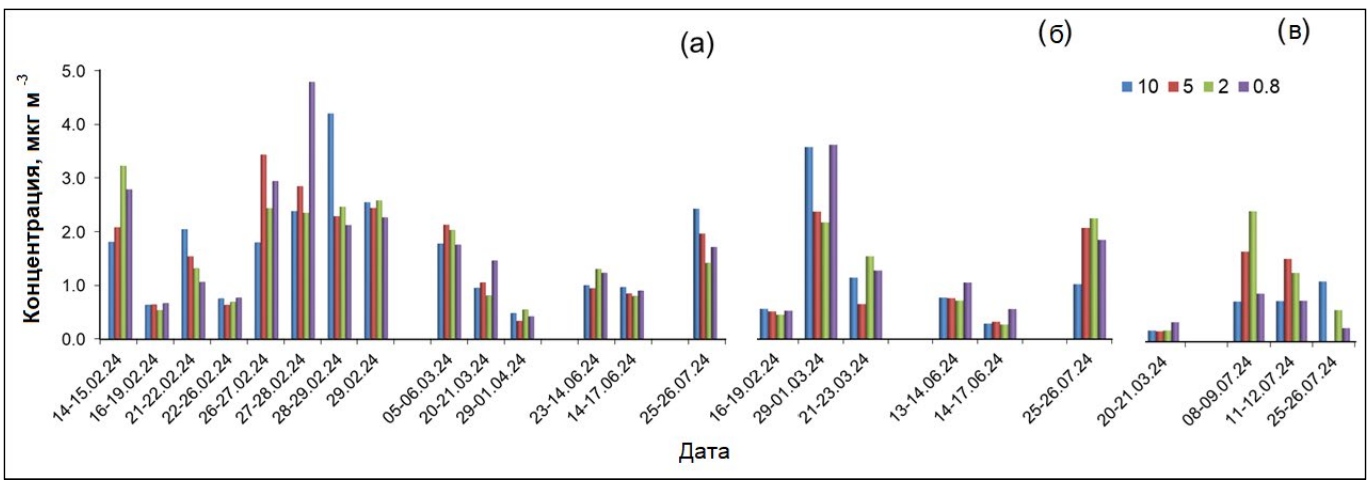


Рис.8. Среднесуточная изменчивость сажевых частиц в составе атмосферного аэрозоля разных размерных фракций аэрозоля на станциях Иркутск (a), Листвянка (b) стационаре Большие Коты (в) в 2024 г., мкг/м^3.

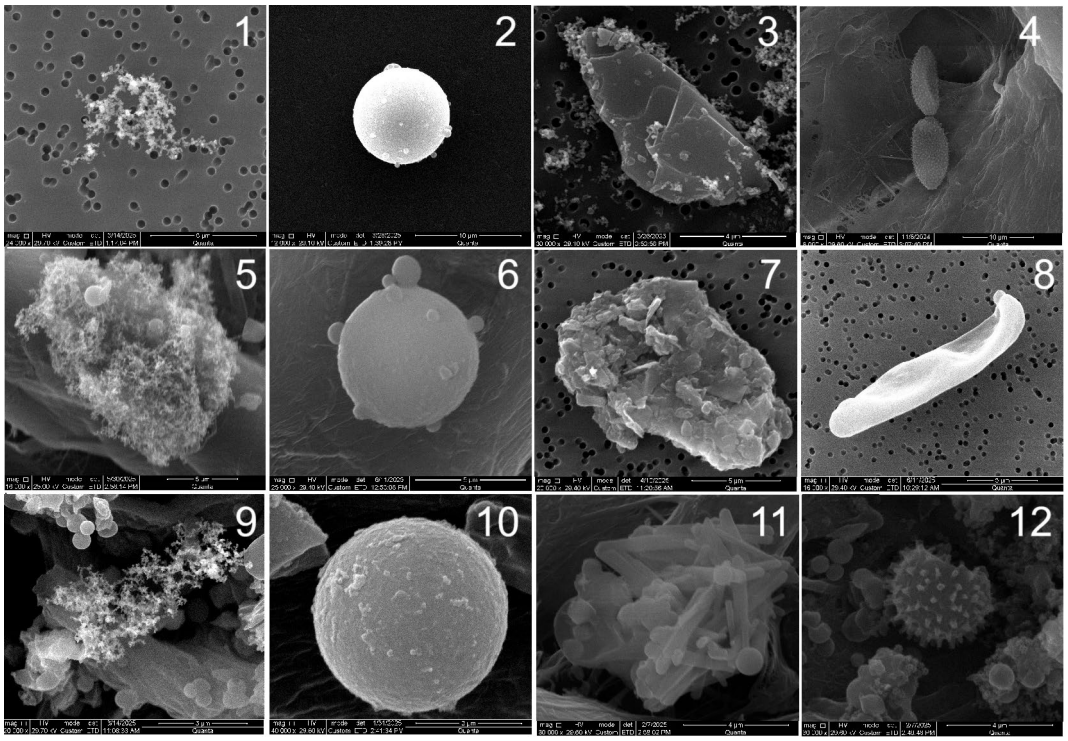


Рис.9. СЭМ-изображения частиц в приземном атмосферном аэрозоле на станциях Иркутск (позиции 1-4), Листвянка (позиции 5-8) и Большие Коты (позиции 9-12): сажевые частицы (позиции 1, 5, 9); летучая зола (позиции 2, 6, 10); минеральные частицы (позиции 3, 7, 11); биогенные частицы (позиции 4, 8, 12).

генные источники ПАУ. В мелких частицах размером 0.8 и 2.0 мкм (0.06-0.3) источники ПАУ связаны с природными процессами.

На станции Листвянка в холодный период (март) сумма ПАУ в аэрозоле варьировала в диапазоне от 0.2 нг/м^3 на крупных частицах до 0.4 нг/м^3 на мелких частицах 0.8 мкм. Сравнительный анализ данных по ст. Листвянка с аналогичными данными по станции Иркутск показал значительное превышение суммарных концентраций ПАУ в аэрозоле городской среды. Это превышение составило 1.9-2.3 раза для крупных частиц и достигло шестикратного уровня для мелких, что свидетельствует о более интенсивном загрязнении атмосферного воздуха в городской среде. Преобладающей группой ПАУ на ст. Листвянка были соединения с двумя кольцами (40%), тремя кольцами (34%) и четырьмя кольцами (22%). Доля соединений с пятью кольцами составила здесь только 2%. Из индивидуальных ПАУ на частицах 10 мкм доминировали фенантрен и нафталин, на частицах 2.0 мкм и 5.0 мкм – фенантрен, нафталин и 2-метилнафталин, на частицах 0.8 мкм – нафталин, фенантрен и флуорантен. Отношение флуорантен/(флуорантен + пирен), изменяющееся от 0.7 до 0.9 во всех фракциях, указывало на пирогенные источники ПАУ в аэрозоле Листвянки.

На станции Большие Коты средние значения суммы ПАУ в марте находились в том же диапазоне, что и на ст. Листвянка: от 0.2 до 0.3 нг/м^3 в крупных частицах и около 0.7 нг/м^3 на частицах 0.8 мкм. Преобладающей группой ПАУ в аэрозоле Больших Котов, в отличие от Иркутска и Листвянки, были соединения с тремя бензольными кольцами (39%). Вклад соединений с двумя кольцами составил 31%, с четырьмя – 24%. Характерно, что во всех размерных фракциях содержались более тяжелые соединения с пятью бензольными кольцами, вклад которых составил от 5% до 8% при среднем значении 6%. При этом из индивидуальных ПАУ в этой фракции преобладали фенантрен, флуарантен и бенз[b]флуорантен. В размерной фракции до 10 мкм наибольшие концентрации определены для 2-метилнафталина, фенантрена и нафталина, во фракциях 5.0 и 2.0 мкм – флуорантена, нафталина и фенантрена. Пирогенные источники были преобладающими для соединений ПАУ в аэрозоле этой станции.

В летний период (июль-август) анализ ПАУ проводился только на ст. Иркутск. Уровень суммы ПАУ превышал показатели холодного периода, а средние значения увеличивались при уменьшении размера частиц: на частицах 10 мкм общая концентрация составляла около 0.8 нг/м^3, на частицах 5.0 мкм – 0.9 нг/м^3, на частицах 2.0 мкм – 1.0 нг/м^3, 0.8 мкм – около 1.3 нг/м^3. В аэрозоле преобладали соединения с двумя и тремя бензольными кольцами, доля которых составляла соответственно 41% и 31%. Соединения с четырьмя кольцами занимали около 22% от общего количества ПАУ. В июне соединения с пятью и шестью кольцами отсутствовали, однако в июле их доля на различных фракциях варьировала от 4% до 10%. В августе доля этих соединений значительно выросла и достигла до 39% на частицах размером 0.8 мкм. Данная динамика указывает на изменение источников и процессов формирования аэрозольных частиц в летний период, а также на увеличение присутствия более тяжелых ПАУ с большим числом бензольных колец в конце лета. Среди индивидуальных ПАУ в грубодисперсном аэрозоле преобладали нафталин, фенантрен и 2-метилнафталин, в субмикронных частицах наф-

талин, бенз[b]флуорантен и фенантрен. Согласно методу диагностических соотношений, источники соединений ПАУ, сорбированных на аэрозольных частицах в летний период были преимущественно пирогенными.

3.4. Морфология и элементный состав отдельных частиц

Проанализирована морфология и элементный состав отдельных частиц. Размеры отдельных частиц изменялись от десятков нанометров до десятков микрон. В холодный период в Иркутске преобладали частицы летучей золы и сажи, на станциях Листвянка и Большие Коты – частицы летучей золы, сажи и минеральные частицы. Сажевые агломераты чаще всего оседали на частицах размером менее 2.0 мкм и были одними из самых распространенных загрязнителей воздуха на станциях Иркутск и Листвянка (Рис. 9, позиции 1, 5, 9). Частицы летучей золы (Рис. 9, позиции 2, 6, 10), представляли собой алюмосиликатные сферы сгорания диаметром до 10 мкм. Элементный анализ летучей золы выявил значительное обогащение кислородом, алюминием и силикатами, а также присутствие углерода, железа, кальция и других элементов.

В теплый период года на всех станциях доминировали минеральные и биогенные частицы. Частицы минерального происхождения отличались неправильной формой и состояли из разнообразных силикатов и алюмосиликатов, содержащих примеси щелочных (калий, натрий), щелочноземельных (кальций, магний) и тяжёлых металлов (железо, цинк, титан, медь, хром, марганец и другие). Биогенные частицы, в основном, представлены спорами грибов, пыльцой растений, брохосомами и другими биоаэрозолями.

4. Обсуждение

Анализ данных ионного состава разных фракций атмосферного аэрозоля показал, что сезонные характеристики, источники загрязнения и степень влияния других природных и антропогенных факторов значительно различаются на всех трех станциях. Иркутск более подвержен антропогенному воздействию из-за близости объектов теплоэнергетики, промышленных источников и транспорта большого города, в то время как Листвянка в большей степени испытывает влияние туристической деятельности (автомобильный, водный транспорт), региональный перенос загрязняющих примесей, лесных пожаров. Станция Большие Коты имеет меньшую степень загрязнения, благодаря удаленности от источников загрязнения и орографической особенности. Высокие значения концентрации ионов Ca^{2+}, NO_3^- и SO_4^{2-} в разных размерных фракциях частиц, особенно при северо-западном переносе, характерны для станций Иркутск и Листвянка в феврале. В Иркутске в зимний период на крупных частицах наблюдаются повышенные концентрации ионов Na^+ и Cl^-. Их увеличение в атмосфере связано с накоплением реагентов в снеге при обработке дорожного покрытия для предотвращения обледенения. В летний период на ст. Иркутск отмечались заносы примесей из отдельных районов Монголии, Казахстана и Республики Тыва. На станции Листвянка более значимо отмечено влияние лесных пожаров на состав аэрозоля, что проявилось в повышении концентрации ионов Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+} и K^+. На станции Большие Коты наблюдается самое низкое содержание ионов в составе отдельных фракций аэрозоля в холодный период, хотя летом под воздействием локальных источников (лесные пожары, водный транспорт), фиксируется рост концентраций ионов NH_4^+, K^+, Mg^{2+} и Ca^{2+}.

В микроэлементном составе аэрозоля в г. Иркутске суммарная концентрация микроэлементов в среднем в 4-8 раз выше, чем в Листвянке и Больших Котах. В сезонной динамике распределения суммы микроэлементов в аэрозоле Иркутска наблюдалось их увеличение в весенний и летний периоды. В аэрозоле Листвянки максимальные значения суммы микроэлементов, как и макрокомпонентов, фиксировались в феврале, при этом наибольшие концентрации определялись на мелких частицах размером 0.8 и 2.0 мкм. Наименьшие концентрации микроэлементов регистрировались на станции Большие Коты. Анализ коэффициентов обогащения аэрозольных частиц микроэлементами на всех станциях позволил выделить элементы Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th и U в группу терригенного происхождения с коэффициентом обогащения (КО) менее 10. На станции Иркутск наиболее значительный вклад в общий уровень загрязнения внесли Fe, Mn, Al, Cu, Ba, Ni, Zn, Pb, Se, Co; доля Fe варьировала от 56% до 75% в холодный период и от 78% до 94% летом. На станции Листвянка преобладали элементы Fe, Cu, Mn, Ni, Al, Mn, Zn, Se, Co и с максимальной долей Fe до 92% в теплый период года. На станции Большие Коты наибольший вклад вносили элементы Fe, Cu, Ni и Mn с долей Fe до 80% в холодный период года.

Высокие значения концентрации сажи (черного углерода и других органических соединений) в холодный период года характерны для станций Иркутск и Листвянка. На станции Большие Коты повышение уровня концентрации черного углерода отмечалось в летний период. Углеродсодержащие частицы способны сорбировать различные химические соединения.

Сжигание угля, нефти и древесины, выбросы от автомобилей и промышленных предприятий являются источниками ПАУ. Эти соединения обладают высокой устойчивостью к разложению в окружающей среде, конденсируются на частицах аэрозолей и оседают на подстилающей поверхности. В аэрозолях на станциях мониторинга преобладающий вклад ПАУ с двумя-тремя кольцами составлял от 29% до 41%, в то время как ПАУ с четырьмя-шестью кольцами имели меньший вклад, в среднем от 2% до 9%. Отмечалось, что в аэрозоле Иркутска, собранном в феврале 2024 года, доля ПАУ с четырьмя кольцами увеличивалась с 16% до 43%.

Среди идентифицированных ПАУ наиболее часто встречался фенантрен, который присутствует как в природных ископаемых углеводородах, так и образуется при термическом разложении органических материалов. Другими часто доминирующими соединениями были нафталин и 2-метилнафталин. Их концентрации связаны с выбросами от транспорта при неполном сгорании топлива и выбросами стационарных источников.

Размеры отдельных аэрозольных частиц при анализе на сканирующем электронном микроскопе изменялись от десятков нанометров до десятков микрон. В исследуемых образцах присутствовали сажа, летучая зола, минеральные частицы и биоаэрозоли. В холодный период доминировали частицы сажи и золы, в теплый преобладали щелочноземельных металлов с включением и тяжёлых металлов, биогенные аэрозоли. Присутствие минеральных частиц в атмосферном аэрозоле обусловлено, преимущественно, терригенным происхождением.

5. Выводы

Впервые проведен комплексный анализ химического состава атмосферного аэрозоля разных размерных фракций, собранного в разные сезоны 2024 года на станциях Листвянка (сельская), Большие Коты (фоновая) в Центральной экологической зоне и станции Иркутск (городская) в Зоне атмосферного влияния Южного Байкала. Установлены сезонные и пространственные различия в составе аэрозольных частиц разных размерных фракций на станциях мониторинга, обусловленные сочетанием природных и антропогенных факторов, включая промышленное воздействие, лесные пожары и транспорт. В зимний период на станциях Иркутск и Листвянка определены самые высокие концентрации ионов Ca^{2+}, NO_3^- и SO_4^{2-} во всех фракциях аэрозольных частиц, особенно их рост отмечался при северо-западном переносе с промышленных территорий Красноярского края и Иркутской области. В г. Иркутске, кроме того, на крупных частицах наблюдались повышенные концентрации ионов Na^+ и Cl^-, а летом определялись заносы примесей из районов Монголии, Казахстана и Республики Тыва, что подтверждалось обратными траекториями движения воздушных масс на высотах 500, 1000, 1500 м.

Влияние лесных пожаров на состав аэрозоля, особенно проявилось на станции Листвянка, где во время дымовых заносов увеличивались концентрации ионов Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+} и K^+.

На станции Большие Коты зимой определены самые низкие концентрации всех анализируемых ионов, что подтвердило эту станцию как фоновую, где практически не фиксировались локальные и региональные источники загрязняющих примесей. В летний период под воздействием лесных пожаров и водного транспорта на этой станции наблюдался небольшой рост в аэрозольных частицах концентраций ионов NH_4^+, K^+, Mg^{2+} и Ca^{2+}.

Большинство микроэлементов (Be, Al, Ti, V, Mn, Fe, Co, Sr, Ba, Th, U) в аэрозоле на исследуемых территориях имели природное происхождение. Значительное техногенное обогащение демонстрировали элементы B, Cu, Se, Cd, Sn, Ag, которые являлись наиболее выраженными загрязнителями воздуха с коэффициентами обогащения *(КО)* более 1000. В сезонной динамике на ст. Иркутск наблюдалось увеличение суммы микроэлементов в весенний и летний периоды. На станции Листвянка сезонные максимумы микроэлементов смещены на осенний (октябрь) и зимний (декабрь, февраль) периоды. Летом на станции Большие Коты распределение концентраций микроэлементов в аэрозольных частицах схожее с Листвянкой: водный транспорт и лесные пожары оказывали существенное влияние на их состав в этот период.

Высокие значения концентрации сажи (черного углерода), стойких органических соединений (ПАУ) в холодный период года характерны для станций Иркутск и Листвянка.

На станции Большие Коты повышение уровня концентраций черного углерода отмечалось в летний период. Анализ состава ПАУ выявил преобладание соединений с двумя-тремя бензольными кольцами, а соотношения диагностических показателей указывали на их пирогенные источники. В летний период наблюдалось увеличение содержания более тяжелых ПАУ с большим числом колец, что свидетельствовало о смене источников в процессе формирования аэрозолей.

Исследование морфологии частиц методом сканирующей электронной микроскопии и показало, что основными их компонентами в исследуемых районах были сажа, летучая зола в зимний период, минеральные частицы и биоаэрозоли летом. Присутствие минеральных частиц в атмосферном аэрозоле обусловлено, преимущественно, терригенным происхождением.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта государственного задания: № 0279-2021-0014 при анализе состава аэрозольных частиц и гранта РНФ №19-77-20058П при статистической обработке полученных результатов.

Конфликт иинтересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Белозерова О.Ю., Егоров В.И., Чебыкин А.П. и др. 2019. Применение методов электронной микроскопии, массспектрометрии и рентгеноспектрального электроннозондового микроанализа в эколого-аналитических исследованиях. элементный состав синих микрочастиц неизвестной природы, наблюдаемых во взвешенном веществе озера Байкал. Известия байкальского государственного университета 29(4): 533-544. DOI: 10.17150/2500-2759.2019.29(4).533-544

Голобокова Л.П., Ходжер Т.В., Громов С.А. и др. 2025. Многолетние исследования химического состава атмосферного аэрозоля на станциях сети EANET в Российской Федерации. Оптика атмосферы и океана 38(6): 422-431. DOI: 10.15372/AOO20250602

Жамсуева Г.С., Заяханов А.С., Стариков А.В. и др. 2012. Химический состав аэрозолей в атмосфере Монголии. Метеорология и гидрология 8: 59-68.

Маринайте И.И., Ходжер Т.В., Оболкин В.А. и др. 2023. Полициклические ароматические углеводороды PM10, PM2,5, PM1,0 в атмосфере Южного Прибайкалья. Метеорология и гидрология 48(4): 300-308. DOI: 10.3103/S1068373923040027

Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 17 февраля 2022 г. N 106 «Об утверждении методики определения высокого и очень высокого загрязнения атмосферного воздуха» [Электронный ресурс]. URL: https://base.garant.ru/403588206 (дата обращения: 09.04.2025).

Щербов Б.Л., Журкова И. 2014. С. Лесные пожары – важный фактор рассеяния и концентрирования химических элементов в ландшафтах Сибири. Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири S3-2: 37-40.

Anenberg S.C., Belova A., Brandt J. et al. 2016. Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. Risk Analysis 36(9): 1718-1736. DOI: 10.1111/risa.12540

ARL NOAA Atmospheric Resource Laboratory NOAA. URL: http://www.arl.noaa.gov (last accessed: 07.05.2025).

Fiedler V., Nau R., Ludmann S. et al. 2009. East Asian SO_2 pollution plume over Europe – Part 1: Airborne trace gas measurements and source identification by particle dispersion model simulations. Atmospheric Chemistry and Physics 9: 4717-4728. DOI: 10.5194/acp-9-4717-2009

Golobokova L., Netsvetaeva O., Khodzher T. et al. 2021. Atmospheric Deposition on the Southwest Coast of the Southern Basin of Lake Baikal. Atmosphere 12(10): 1230. DOI: 10.3390/atmos12101357

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2025. Physical and Chemical Characteristics of Different Aerosol Fractions in the Southern Baikal Region (Russia) During the Warm Season. Atmosphere 16(7): 829. DOI: 10.3390/atmos16070829

Gorshkov A.G., Izosimova O.N., Kustova O.V. et al. 2021.Wildfires as a Source of PAHs in Surface Waters of Background Areas (Lake Baikal, Russia). Water 13(19): 1-16. DOI: 10.3390/w13192636

Grennfelt P., Engleryd A., Forsius M. et al. 2020. Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. Ambio 49: 849–864. DOI: 10.1007/s13280-019-01244-4

Ionel I., Makra L., Csépe Z. et al. 2018. Assessment of relationship between meteorological elements and air pollutants load in an urban environment. Journal of Environmental Protection and Ecology 4: 1462-1471.

Karagulian F., Belis C.A., Dora C. et al. 2015. Contributions to cities ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. Atmospheric Environment 120: 475-483. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.08.087

Khodzher T.V., Golobokova L.P., Obolkin V.A. 2020. Chemical composition of aerosol and gas impurities in the Baikal region during wildfires in the summer of 2018-2019. Proceedings of SPIE 11560: 1-7. DOI: 10.1117/12.2575424

Khodzher T.V., Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S. et al. 2019. Ship-Based Studies of Aerosol-Gas Admixtures over Lake Baikal Basin in Summer 2018. Optika atmosfery i okeana [Atmospheric and Oceanic Optics] 32(4): 434-441. DOI: 10.1134/S1024856019040067

Manousakas M., Popovicheva O., Evangeliou N. 2020. Aerosol carbonaceous, elemental and ionic composition variability and origin at the Siberian High Arctic, Cape Baranova. Tellus. Series B: Chemical and Physical Meteorology 72: 1-14. DOI: 10.1080/16000889.2020.1803708

Obolkin V., Khodzher T., Sorokovikova L. et al. 2016. Effect of long-range transport of sulphur and nitrogen oxides from large coal power plants on acidification of river waters in the Baikal region, East Siberia. International Journal of Environmental Studies 73(3): 452-461. DOI: 10.1080/00207233.2016

Obolkin V., Molozhnikova E., Shikhovtsev M. 2021. Sulfur and Nitrogen Oxides in the Atmosphere of Lake Baikal: Sources, Automatic Monitoring, and Environmental Risks. Atmosphere 12(10): 1-10. DOI: 10.3390/atmos12101348

Pogodaeva T.V., Lopatina I.N., Bashenkhaeva N.V. et al. 2020. Benthic dissolved organic carbon fluxes and distribution in Lake Baikal sediments. Limnology and Freshwater Biology 4: 879-881. DOI: 10.31951/2658-3518-2020-A-4-879

Reid J., Koppmann R., Eck T. et al. 2005. A review of biomass burning emissions. Part 2: Intensive physical properties of biomass burning particles. Atmospheric Chemistry and Physics 5: 799–825. DOI: 10.5194/acp-5-799-2005

Rudnick R.L., Gao S. 2014. Composition of the continental crust. In Treatise on Geochemistry. Elsevier: Amsterdam. The Netherlands 4: 1-51. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00301-6

Schlosser J.S., Braun R.A., Bradley T. et al. 2017. Analysis of aerosol composition data for western United States wildfires between 2005 and 2015: Dust emissions, chloride depletion, and most enhanced aerosol constituents. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 122(16): 8951–8966. DOI: 10.1002/2017JD026547

Sun L., Ai X., Yao X. et al. 2023. Relationship between atmospheric pollution and polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh snow during heavy pollution episodes in a cold city, northeast China. Ecotoxicology and Environmental Safety 260: 1-10. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.115091

Tobiszewski M., Namiesnik J. 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. Environmental Pollution 162: 110-119. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.10.025

EPA Report U.S. EPA-450/R-12-001. 2012. U.S. Environmental Protection Agency, Washington: D.C.

Yue X.L., Gao Q.X. 2018. Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gasemissions. Advances in Climate Change Research 9(4): 243-252. DOI: 10.1016/j.accre.2018.12.003

Short communication

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Response of the Baikal littoral amphipod *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874) to warm and cold LED light of low intensities

Ermolaeva Ya.K.[1], Karnaukhov D.Yu.[1,2]*, Pastukhova Yu.A.[3], Varakina E.D.[4], Sidorov S.M.[5], Sidorova A.I.[5], Maslennikova M.A.[1], Silow E.A.[1]

[1] *Irkutsk State University, Karl Marx St., 1, Irkutsk, 664025, Russia*
[2] *Baikal Museum Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Akademicheskaya St., 1A, Listvyanka, 664520, Russia*
[3] *I. D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Nekouzsky district, 109, Borok village,152742, Russia*
[4] *Institute of Ecology and Evolution A.N. Severtsov of the Russian Academy of Sciences, Leninsky Prospekt, 33, Moscow, 119071, Russia*
[5] *Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre, Russian Academy of Sciences, A. Aleksander Nevsky Str., 50, Petrozavodsk, 185030, Russia*

ABSTRACT. Light pollution is currently becoming widespread throughout the world and affects both individual organisms and ecosystems. It was shown that light with different spectral characteristics affects organisms differently. Lake Baikal is also subject to light pollution. Light pollution on the lake tends to increase due to the growth of tourist flow and infrastructure development. Therefore, in this work we decided to evaluate the reaction of the amphipod *Eulimnogammarus cyaneus*, which is widespread in the littoral of Lake Baikal, to artificial light of different spectral characteristics and intensities. In a series of experiments, individuals were given a choice between warm (with a color temperature of 3200 K) and cold (5600 K) lighting or darkness. In the experiments, the illumination level was set at 2 lx or 10 lx. As a result, we found that warm and cold light had an effect on the behavior of individuals compared to the control. However, we did not find any difference in the behavior of amphipods when comparing warm and cold lighting. Furthermore, no differences were found between the response of individuals under cold light with 2 lx and 10 lx. However, the intensity of warm light is important for amphipods. A weak light avoidance response (demonstrated by *E. cyaneus*) may increase the frequency of detection of individuals of this species by predators in areas of the littoral of Lake Baikal subject to light pollution.

Keywords: light pollution, color temperature, LED light, Lake Baikal, amphipod, ALAN

For citation: Ermolaeva Ya.K., Karnaukhov D.Yu., Pastukhova Yu.A., Varakina E.D., Sidorov S.M., Sidorova A.I., Maslennikova M.A., Silow E.A. Response of the Baikal littoral amphipod *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874) to warm and cold LED light of low intensities // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 983-994. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-983

1. Introduction

Light pollution is a widespread and rapidly expanding type of pollution. It has been identified as a major global change problem in the 21st century (Marangoni et al., 2022). This pollution occurs due to excessive use of artificial light sources at night. In turn, this affects the circadian rhythms of organisms (Falcón et al., 2020). Researches conducted to date have focused primarily on terrestrial ecosystems and, to some extent, marine ecosystems. However, the impact of light pollution on inland water ecosystems has received very little attention (Hölker et al., 2023). It is worth noting that the effects of light pollution may differ between marine and freshwater ecosystems since the propagation of light in water depends on its optical properties. However, various studies have demonstrated the effects of light pollution on the migratory activity of zooplankton (Moore et al., 2000; Ludvigsen et al., 2018), zoobenthos (Navarro-Barranco and Hughes, 2015), and invertebrate drift in rivers and streams(Perkin et al., 2014). In addition, artificial light at night affects predator-prey relationships (Bolton et al., 2017; Tałanda et al., 2018; Nuñez et al., 2021; Harrison and Gray, 2024; Hassan et al., 2024). This is mainly in favor of predators. Light makes aquatic organisms visible to their nat-

*Corresponding author.
E-mail address: karnauhovdmitrii@gmail.com (D.Yu. Karnaukhov)

Received: July 28, 2025; ***Accepted:*** August 19, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

ural predators. Therefore, elucidation of behavioral, in particular phototactic, reactions of aquatic organisms is of great importance. Some species avoid artificial light (Abeel et al., 2016, Duarte et al., 2019; Fischer et al., 2020), while other species are attracted to it (Fernandez-Gonzalez et al., 2014;, Navarro-Barranco and Hughes, 2015). In general, the response of organisms to artificial light is species-specific and can vary depending on the spectral characteristics of the light (Abeel et al., 2016; Brüning et al., 2016; Tałanda et al., 2018; Fischer et al., 2020; Czarnecka et al., 2021; 2022; Drozdova et al., 2021; Kühne et al., 2021; Li et al., 2022; Karnaukhov et al., 2025a). To assess the spectral characteristics of light, the color temperature indicator is widely used, indicating how energy is distributed in the visible spectrum of radiation. The higher the proportion of long-wave radiation (red, orange waves) in the light spectrum, the lower its color temperature and the warmer its color. Conversely, the higher the proportion of short-wave radiation (blue, violet waves), the higher the color temperature of the light and its color appears colder. Although interest in using more energy-efficient LED lighting is growing worldwide every year (Hölker et al., 2023), the impact of different color temperatures of LED light on aquatic organisms remains poorly understood.

Lake Baikal is a unique natural ecosystem with a high level of biodiversity. The level of light pollution on Lake Baikal tends to increase, which is largely due to the growth of tourist flow. According to remote sensing data, about 10% of the lake's coastline is affected by light pollution. The high transparency of the lake water allows different light spectra to penetrate up to 400 m into the water (Hunt et al., 1996). This may contribute to the occurrence of negative changes in certain areas of the lake's littoral zone that are subject to light pollution. Amphipods are the dominant representatives of zoobenthos in Lake Baikal. They account for 61% of all freshwater amphipods living in the inland waters of Russia (Takhteev et al., 2015). In the littoral zone of the lake, one of the most successful species in terms of distribution is *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky 1874). The distribution area of this species covers approximately 1/2–2/3 of the coastline of Lake Baikal (Mekhanikova, 2015).

Given the widespread increase in light pollution (including on Lake Baikal), as well as the available data on the species-specific effects of light with different spectral characteristics on organisms, we decided to evaluate the effects of 2 and 10 lx of warm and cold light on the behavior of *E. cyaneus*. In this study, we also set out to test the following hypotheses: the response of *E. cyaneus* to artificial light would differ depending on (1) the spectral composition of the light and (2) the intensity of the light.

2. Materials and methods

2.1. Capture and acclimation of amphipods

All experiments were approved by the Commission for Experimental Research Using Animals of Research Institute of Biology of Irkutsk State University (Protocol no. 14, dated 22 August 2024). All experiments were conducted in accordance with international ethical standards documented in the regulations of the Russian Federation, the Declaration of Helsinki, and the European Union Directive 2010/63/EU on the treatment of animals in scientific research.

E. cyaneus specimens were caught in the littoral zone of Lake Baikal near the village of Bol'shiye Koty using a hydrobiological net. As a result, more than 500 specimens were caught. On the same day, all specimens were transported to the Irkutsk State University Institute of Biology for further acclimation and experiments.

During the acclimation and experimental periods, the amphipods were kept in 18 x 11.5 x 12 cm aquariums with constant aeration and a temperature of 12 ºC. The number of individuals in one aquarium did not exceed 30. The acclimation period was 3 days. All experiments were conducted on the fourth and eighth days of amphipod maintenance. To keep the amphipods, we used settled tap water, which was completely changed in the aquariums every 3 days. After changing the water in the aquariums, the amphipods were fed dried *Gammarus* sp. During the keeping of amphipods, the light regime was not established. During the daytime, from approximately 10:00 to 18:00, the amphipods were illuminated by indirect light from the window and indirect light from the lamps in the laboratory (illumination during the day was more than 70 lx). During the nighttime, there was no light (0 lx). On the evening before the experiments, the room was completely darkened, providing illumination equal to 0 lx on the day of the experiments.

2.2. Experimental installation

The experiments were conducted during the daytime in a room with 0 lx illumination. A special aquarium measuring 19 × 52 × 10 cm was used for the experiments (Fig. 1). The CN-20FC LED video light (NanGuang, China) was located at the end of the aquarium as a light source. This video light is capable of emitting both warm (3200 K) light and cold (5600 K) light simultaneously and separately. The end of the aquarium on the side of the light source (Fig. 1 point A) was divided by a 30 cm central partition (Fig. 1 distance AB). Thanks to this, one half of the aquarium was illuminated with warm light, and the other half with cold light. Either one half of the aquarium was illuminated with (warm or cold) light, while the other half remained dark. However, we could not completely prevent the reflected light from the walls of the aquarium from reaching the dark half, so a mixed light zone was created with more and less illuminated halves at the beginning of the aquarium (Fig. 1 distance BC). At the end of the aquarium (Fig. 1 distance AB) the illumination in the darkened half was 0 lx. If warm and cold light were burning simultaneously, then in the mixed light zone a clear boundary between the two lights was visible. The required illumination level (used in the experiments) was set and controlled at the beginning of the aquarium (Fig. 1 point C) using a DT–8809A lux

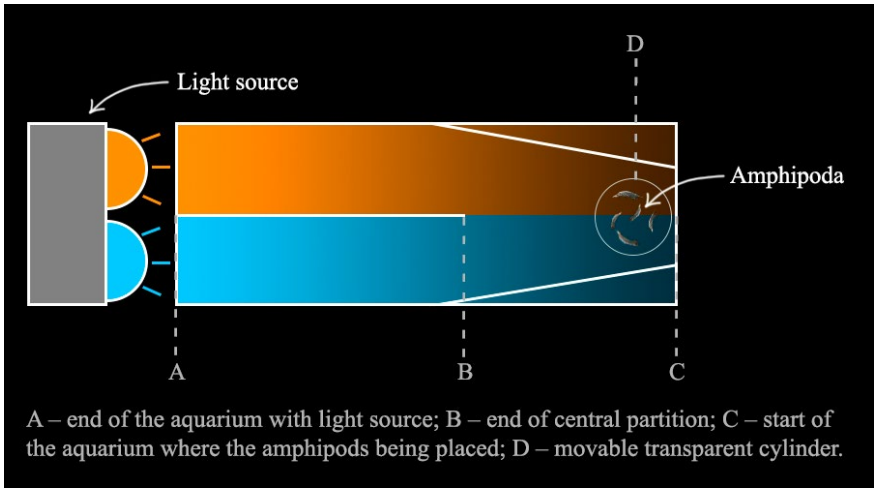


Fig.1. Scheme of the experimental aquarium (top view).

meter (CEM, Macao, China). The color temperatures of warm and cold light measured with a spectrum analyzer OPPLE Light-master-II (OPPLE, China) corresponded to the values declared by the manufacturer (3200 and 5600 K, respectively).

2.3. Conducting experiments and data analysis

At the beginning of the aquarium (Fig. 1 point C) in the mixed light zone a transparent plastic cylinder was placed (Fig. 1 point D). Five individuals of *E. cyaneus* were placed in this cylinder at a time. Amphipods in the cylinder were free to move between warm and cold light, or between the light and dark half, for 3 minutes. After this time, the cylinder was removed and the amphipods were given a choice of one side of the aquarium or another for 1 minute. If the amphipod swam behind the central partition of the aquarium into one of its halves (Fig. 1 distance AB), then this was counted as movement towards warm light, or movement towards cold light, or movement into darkness, depending on the chosen side of the aquarium. If the amphipod remained in the mixed light zone (Fig. 1 distance BC), it was counted as remaining in place. A total of 7 types of experiments were conducted, where amphipods chose between: (1) warm 10 lx and cold 10 lx light – W10/C10, (2) warm 10 lx and darkness – W10/D, (3) cold 10 lx and darkness – C10/D, (4) warm 2 lx and cold 2 lx – W2/C2, (5) warm 2 lx and darkness – W2/D, (6) cold 2 lx and darkness – C2/D, (7) two sides of the aquarium in utter darkness (control) – D/D. Moreover, experiments 1, 2 and 3 were carried out on the fourth day of keeping amphipods, and the rest – on the eighth. For each type of experiment, 24 replicates were conducted, i.e., each experiment took into account the selection of 120 individuals of *E. cyaneus* (5 individuals × 24 replicates = 120 individuals).

Data processing and analysis were carried out using the R programming language (V 4.4.2; https://www.R-project.org/) in the RStudio software environment. Pearson's chi-square test with FDR correction (Benjamini and Hochberg, 1995) for multiple comparisons was used to compare the frequencies of amphipod tank zone selection between different experimental types. Differences were considered statistically significant at p-value < 0.05.

3. Results

Comparison of samples using Pearson's chi-square test showed that lighting conditions affect the locomotor activity of *E. cyaneus* (X-squared = 87.638, df = 12, p-value = 1.413e-13). In general, low locomotor activity was observed for *E. cyaneus* in the experiments. Most individuals preferred to remain in the initial zone of the aquarium regardless of the presence or absence of artificial lighting (Fig. 2).

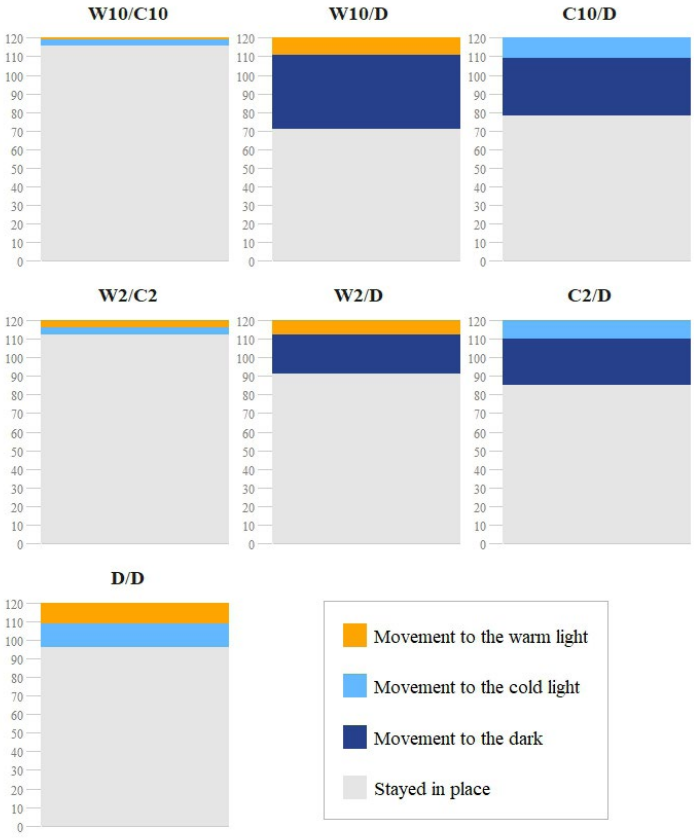


Fig.2. Choice of lighting conditions by *E. cyaneus* individuals.

Pairwise comparison of the results obtained under different lighting conditions showed that statistically significant differences were found in 13 out of 21 cases (Table 1). Comparison with control conditions (D/D) showed that no differences were found only for experiments W2/D and C2/D. Furthermore, no difference was found between intensities when comparing the W10/C10 and W2/C2 experiments. Also, no differences were found between warm and cold light either for 10 lx (comparing W10/D and C10/D) or for 2 lx (comparing W2/D and C2/D). However, statistically significant differences were found between the intensities for warm light when compared W10/D and W2/D, whereas no such differences were found for cold light when compared C10/D and C2/D.

4. Discussion

Our results show that artificial light of both different spectral composition and intensity influences the behavior of *E. cyaneus*. In general, the results of experiments for this species show its low activity both without lighting and with lighting. This conclusion is based on the fact that the majority of individuals in all experiments (both in control conditions and in experiments with light and the possibility of going into darkness) remained at the beginning of the aquarium in its mixed light zone. On the one hand, the low activity of individuals could be associated with stress caused by a short period of acclimation in laboratory conditions. However, individuals of this species demonstrated similar activity in another previous study by us (Karnaukhov et al., 2025a), where the acclimation period was at least a week. On the other hand, low activity may be a characteristic of this species, whose individuals prefer to live under stones during the day (Mekhanikova, 2015). It should be repeated that the experiments are carried out in a room without lighting, but during the daytime. In experiments where only one half of the aquarium was illuminated, amphipods apparently found it sufficient to hide from direct light exposure and remain in the darker half of the aquarium to prevent discomfort, especially in experiments with a light intensity of 2 lx. We conclude that both warm and cold light cause discomfort and a corresponding avoidance response in individuals. This is confirmed by the fact that statistically significant differences were found when comparing the control and experiments with simultaneous illumination of warm and cold light of both presented intensities, as well as experiments when only one half of the aquarium was illuminated with one or another type of light with an intensity of 10 lx.

Our results refute our hypothesis that amphipods respond differently to warm and cold light of equal intensities. We found no statistically significant differences between warm and cold light in the light and dark experiments in both cases (10 lx and 2 lx). Earlier studies of amphipods have demonstrated different responses of individuals of the same species to light of different spectral compositions (e.g. light from LED lamps, light from halogen lamps or high-pressure sodium lamps) (Navarro-Barranco and Hughes, 2015; Czarnecka et al., 2021; 2022; Hassan et al., 2024). Although both warm and cold light in our study are LED, their spectral composition differs in the distribution of light energy across wavelengths. The emerging contradiction with earlier studies can be explained by the species-specificity of the reactions of different species to light.

Regarding the hypothesis about the different response of amphipods to the same light of different intensities, our results confirm it for warm light and do not confirm it for cold light. Amphipods were statistically significantly more likely to avoid 10 lx light than 2 lx light in warm light and dark experiments. Studies conducted to date have either considered the effects of high light intensities on amphipod behavior (Kohler et al., 2018) or have not considered this parameter at all. In a previous study, we did not confirm the hypothesis about the importance of light intensity in the amphipod response, but we obtained borderline results for warm (3000 K) light in one of the studied species (Karnaukhov et al., 2025a). Overall, the light response demonstrated by *E. cyaneus* in the previous and current studies is similar: in both studies, one group of individuals was attracted and the other group avoided the warm light. In the present study, we used lower intensities for comparison than in the previous study. It is possible that low light intensities have a greater impact on amphipod behavioural variability than high intensities. Therefore, in future studies it makes sense to evaluate changes in amphipod behavior at different low intensities, starting from 0 lx, with a step between them up to 1 lx.

Table 1. Results of pairwise comparison (*p*-values) of the frequencies of aquarium zone selection by *E. cyaneus* individuals under different lighting conditions using the Pearson chi-square test with FDR correction.

	D/D	W10/C10	W10/D	C10/D	W2/C2	W2/D
W10/C10	0.0004*	-	-	-	-	-
W10/D	0.0004*	0.0004*	-	-	-	-
C10/D	0.01*	0.0004*	0.5	-	-	-
W2/C2	0.01*	0.4	0.0004*	0.0004*	-	-
W2/D	0.3	0.0004*	0.02*	0.2	0.001*	-
C2/D	0.1	0.0004*	0.1	0.6	0.0004*	0.7

Note: * – statistically significant differences

Overall, we can assume that warm 10 lx light has the greatest effect on the locomotor activity of *E. cyaneus* individuals compared to other lighting conditions presented in this study. However, it is also worth noting that most of the individuals in the experiments with any light and darkness remained in the mixed light zone. In this zone, the light fell a little even on the darker half, and some individuals moved directly towards the light. This behavior may be dangerous from the point of view of survival for some individuals in the natural conditions of Lake Baikal. This is due to the fact that even weak light makes the organisms visible to predators, in particular, to cottoid fish. Several studies have demonstrated the ability of fish to hunt successfully in illumination levels below 10 lx (Tałanda et al., 2018; Harrison and Gray, 2024) and even at 0.5 lx (Ohlberger et al., 2008). Therefore, the absence of a clear light avoidance response in *E. cyaneus* may lead to changes in the predator-prey relationship (Bolton et al., 2017; Tałanda et al., 2018; Harrison and Gray, 2024; Hassan et al., 2024) in certain areas of the lake's littoral exposed to light pollution.

It is worth noting that in the experiments we used groups of 5 amphipods, although we allow for possible differences in solitary and group behavior for this species. Thus, in studies with fish, more active behavior of individuals in a group was noted (Bartosiewicz and Gliwicz, 2011; Tałanda et al., 2018). We also found differences in solitary and group behavior in the Baikal amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) (Karnaukhov et al., 2025b). However, the choice of the number of individuals in this study was primarily determined by the need to speed up the process of conducting experiments while ensuring a sufficient sample size. However, the question remains open not only of the solitary and group behavior of *E. cyaneus*, but also of the behavior of individuals of this species during the night period, when light pollution is observed. Both questions can form the basis for further research both in the context of studying the behavioral characteristics of this species and in the context of the problem of light pollution.

5. Conclusion

Both warm and cold light 2 and 10 lx intensities influence the behavior of *E. cyaneus*. Moreover, the spectral composition of light does not play a role in the reaction of individuals of this species to light, since individuals reacted equally to warm and cold light. In addition, we did not find a significant effect of intensity for cold light on the formation of amphipod behavior, but confirmed the importance of intensity in this regard for warm light. The warm 10 lx light had the greatest effect on *E. cyaneus*. This light was avoided by individuals to a greater extent than other lighting conditions. Although individuals exhibited avoidance responses to both warm and cold light, most individuals remained in the illuminated zone under all lighting conditions. The inability of this species to actively avoid light and the development of infrastructure on Lake Baikal may lead to excessive detection of individuals by natural predators. In addition, this will lead to changes in the predator-prey relationship in light-polluted littoral areas.

Acknowledgements

This research was funded by a grant from the Russian Science Foundation No. 24-24-00365, https://rscf.ru/project/24-24-00365/.

Conflict of interests

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

Abeel T., Vervaecke H., Roelant E. et al. 2016. Evaluation of the influence of light conditions on crayfish welfare in intensive aquaculture. In: Food futures: ethics, science and culture. Wageningen Academic Publishers, University of Porto, Portugal, pp. 244–250. DOI: 10.3920/978-90-8686-834-6_37

Bartosiewicz M., Gliwicz Z.M. 2011. Temporary Intermissions in Capturing Prey (Daphnia) by Planktivorous Fish (Rutilus Ru-tilus): Are They Due to Scramble Competition or the Need for Antipredation Vigilance? Hydrobiologia 668: 125–136. DOI: 10.1007/s10750-010-0577-0

Benjamini Y., Hochberg Y. 1995. Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology 57: 289–300. DOI: 10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x

Bolton D., Mayer-Pinto M., Clark G.F. et al. 2017. Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. Science of The Total Environment 576: 1–9. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.037

Brüning A., Hölker F., Franke S. et al. 2016. Impact of different colours of artificial light at night on melatonin rhythm and gene expression of gonadotropins in European perch. Science of The Total Environment 543: 214–222. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.023

Czarnecka M., Kobak J., Grubisic M. et al. 2021. Disruptive effect of artificial light at night on leaf litter consumption, growth and activity of freshwater shredders. Science of The Total Environment 786: 147407. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147407

Czarnecka M., Jermacz Ł., Glazińska P. et al. 2022. Artificial light at night (ALAN) affects behaviour, but does not change oxidative status in freshwater shredders. Environmental Pollution 306: 119476. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119476

Drozdova P., Kizenko A., Saranchina A. et al. 2021. The diversity of opsins in Lake Baikal amphipods (Amphipoda: Gammaridae). BMC Ecology and Evolution 21: 81. DOI: 10.1186/s12862-021-01806-9

Duarte C., Quintanilla-Ahumada D., Anguita C. et al. 2019. Artificial light pollution at night (ALAN) disrupts the distribution and circadian rhythm of a sandy beach isopod. Environmental Pollution 248: 565–573. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.02.037

Falcón J., Torriglia A., Attia D. et al. 2020. Exposure to Artificial Light at Night and the Consequences for Flora, Fauna, and Ecosystems. Frontiers in Neuroscience 14: 602796. DOI: 10.3389/fnins.2020.602796

Fernandez-Gonzalez V., Fernandez-Jover D., Toledo-Guedes K. et al. 2014. Nocturnal planktonic assemblages of amphipods vary due to the presence of coastal aquaculture cages. Marine Environmental Research 101: 22–28. DOI: 10.1016/j.marenvres.2014.08.001

Fischer J.R., Gangloff M.M., Creed R.P. 2020. The behavioral responses of 2 Appalachian crayfish to cool and warm spectrum LED lights at night. Freshwater Science 39: 39–46. DOI: 10.1086/707459

Harrison S.E., Gray S.M. 2024. Effects of light pollution on Bluegill foraging behavior. Transactions of the American Fisheries Society 153: 152–162. DOI: 10.1002/tafs.10451

Hassan W., Kobak J., Czarnecka M. 2024. Artificial light at night alters foraging behavior of freshwater amphipods depending on the light spectrum and the presence of predation cues. Current Zoology zoae061: 1–8. DOI: 10.1093/cz/zoae061

Hölker F., Jechow A., Schroer S. et al. 2023. Light pollution of freshwater ecosystems: principles, ecological impacts and remedies. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 378: 20220360. DOI: 10.1098/rstb.2022.0360

Hunt D.M., Fitzgibbon J., Slobodyanyuk S.J. et al. 1996. Spectral tuning and molecular evolution of rod visual pigments in the species flock of cottoid fish in Lake Baikal. Vision Research 36: 1217–1224. DOI: 10.1016/0042-6989(95)00228-6

Karnaukhov D., Ermolaeva Y., Maslennikova M. et al. 2025. Species-Specific Responses of Baikal Amphipods to Artificial Lighting of Varying Intensity and Spectral Composition. Limnological Review 25: 11. DOI: 10.3390/limnolrev25020011

Karnaukhov D., Ermolaeva Y., Maslennikova M. et al. 2025. Can the Baikal Amphipod Gmelinoides fasciatus (Stebbing, 1899) Have Different Responses to Light Pollution with Different Color Temperatures? Journal of Marine Science and Engineering 13: 1039. DOI: 10.3390/jmse13061039

Kohler S.A., Parker M.O., Ford A.T. 2018. Species-specific behaviours in amphipods highlight the need for understanding baseline behaviours in ecotoxicology. Aquatic Toxicology 202: 173–180. DOI: 10.1016/j.aquatox.2018.07.013

Kühne J.L., van Grunsven R.H.A., Jechow A. et al. 2021. Impact of Different Wavelengths of Artificial Light at Night on Phototaxis in Aquatic Insects. Integrative and Comparative Biology 61: 1182–1190. DOI: 10.1093/icb/icab149

Li D., Huang J., Zhou Q. et al. 2022. Artificial Light Pollution with Different Wavelengths at Night Interferes with Development, Reproduction, and Antipredator Defenses of Daphnia magna. Environmental Science & Technology 56: 1702–1712. DOI: 10.1021/acs.est.1c06286

Ludvigsen M., Berge J., Geoffroy M. et al. 2018. Use of an Autonomous Surface Vehicle reveals small-scale diel vertical migrations of zooplankton and susceptibility to light pollution under low solar irradiance. Science Advances 4: eaap9887. DOI: 10.1126/sciadv.aap9887

Marangoni L.F.B., Davies T., Smyth T. et al. 2022. Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. Global Change Biology 28: 5346–5367. DOI: 10.1111/gcb.16264

Mekhanikova I.V. 2015. Morphology of the oral apparatus and nutrition of Eulimnogammarus cyaneus (Crustacea, Amphipoda), an inhabitant of the watershed zone of Lake Baikal (Bolshiye Koty Bay, South Baikal). Zoologicheskiy zhurnal [Zoological journal] 94: 1379–1386. DOI: 10.7868/S0044513415120107 (in Russian)

Moore M.V., Pierce S.M., Walsh H.M. et al. 2000. Urban light pollution alters the diel vertical migration of Daphnia. SIL Proceedings, 1922–2010 27: 779–782. DOI: 10.1080/03680770.1998.11901341

Navarro-Barranco C., Hughes L.E. 2015. Effects of light pollution on the emergent fauna of shallow marine ecosystems: Amphipods as a case study. Marine Pollution Bulletin 94: 235–240. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.023

Nuñez J.D., Bas C.C., Pérez García M. et al. 2021. Artificial light at night may increase the predation pressure in a salt marsh keystone species. Marine Environmental Research 167: 105285. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105285

Ohlberger J., Mehner T., Staaks G. et al. 2008. Is ecological segregation in a pair of sympatric coregonines supported by divergent feeding efficiencies? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 2105–2113. DOI: 10.1139/F08-120

Perkin E.K., Hölker F., Heller S. et al. 2014. Artificial light and nocturnal activity in gammarids. PeerJ 2: e279. DOI: 10.7717/peerj.279

Takhteev V.V., Berezina N.A., Sidorov D.A. 2015. Checklist of the Amphipoda (Crustacea) from continental waters of Russia, with data on alien species. rej 24: 335370–0. DOI: 10.15298/arthsel.24.3.09

Tałanda J., Maszczyk P., Babkiewicz E. 2018. The reaction distance of a planktivorous fish (Scardinius erythrophthalmus) and the evasiveness of its prey (Daphnia pulex × pulicaria) under different artificial light spectra. Limnology 19: 311–319. DOI: 10.1007/s10201-018-0548-0

Краткое сообщение

Реакция байкальской литоральной амфиподы *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874) на теплый и холодный светодиодный свет низкой интенсивности

Ермолаева Я.К.[1], Карнаухов Д.Ю.[1,2]*, Пастухова Ю.А.[3], Варакина Е.Д.[4], Сидоров С.М.[5], Сидорова А.И.[5], Масленникова М.А.[1], Зилов Е.А.[1]

[1] *Иркутский государственный университет, ул. Карла Маркса, 1, Иркутск, 664025, Россия*
[2] *Байкальский музей Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Академическая, 1а, Листвянка, 664520, Россия*
[3] *Институт биологии внутренних вод имени И. Д. Папанина РАН, Некоузский р-н, 109, п. Борок, 152742, Россия*
[4] *Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова Российской академии наук, Ленинский проспект, 33, Москва, 119071, Россия*
[5] *Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия*

АННОТАЦИЯ. Световое загрязнение в настоящее время приобретает широкое распространение по всему миру, оказывая влияние как на отдельные организмы, так и на экосистемы в целом. При этом было показано, что свет с разными спектральными характеристиками по-разному влияет на организмы. Озеро Байкал также подвержено световому загрязнению, которое, в связи с ростом туристического потока и развитием инфраструктуры, имеет тенденцию к увеличению. Поэтому в данной работе мы решили оценить реакцию распространенной в литорали озера Байкал амфиподы *Eulimnogammarus cyaneus* на искусственный свет разных спектральных характеристик и интенсивностей. В ряде экспериментов особям давался выбор между теплым 3200 К и холодным 5600 К освещением или темнотой. При этом в экспериментах устанавливался уровень освещенности 2 лк, либо 10 лк. В результате мы обнаружили, что и теплый, и холодный свет оказывают влияние на поведение особей по сравнению с контролем, однако, мы не обнаружили разницы в поведении амфипод при теплом и холодном освещении. Мы также не обнаружили различий в реакции особей на 2 лк и 10 лк в холодном свете, но подтвердили значимость интенсивности теплого света для исследуемых организмов. Продемонстрированная *E. cyaneus* достаточно слабая реакция избегания света может увеличить частоту обнаружения особей этого вида хищниками на участках литорали озера Байкал, подверженных световому загрязнению.

Ключевые слова: световое загрязнение, цветовая температура, светодиодный свет, озеро Байкал, амфипода, искусственное освещение ночью

Для цитирования: Ермолаева Я.К., Карнаухов Д.Ю., Пастухова Ю.А., Варакина Е.Д., Сидоров С.М., Сидорова А.И., Масленникова М.А., Зилов Е.А. Реакция байкальской литоральной амфиподы *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky, 1874) на теплый и холодный светодиодный свет низкой интенсивности // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 983-994. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-983

1. Введение

Световое загрязнение является широко распространенным и признается в качестве одной из основных проблем 21-го века (Marangoni et al., 2022). Данное загрязнение возникает из-за чрезмерного использования искусственных источников освещения в ночной период, что, в свою очередь, влияет на циркадные ритмы организмов (Falcón et al., 2020). Проведенные на данный момент исследования в основном затрагивают наземные экосистемы и, в некоторой степени, морские экосистемы, тогда как влиянию светового загрязнения на внутренние воды уделяется крайне мало внимания (Hölker et al., 2023). При этом стоит отметить, что последствия влияния светового загрязнения могут различаться между морскими и пресноводными экосистемами, поскольку распространение света в воде

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: karnauhovdmitrii@gmail.com (Д.Ю. Карнаухов)

Поступила: 28 июля 2025; ***Принята:*** 19 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

зависит от оптических свойств среды. Тем не менее, в различных исследованиях было продемонстрировано влияние светового загрязнения на миграционную активность зоопланктона (Moore et al., 2000; Ludvigsen et al., 2018), зообентоса (Navarro-Barranco and Hughes, 2015) и на дрейф беспозвоночных в проточных системах (Perkin et al., 2014). Кроме того, искусственный свет в ночной период влияет на взаимоотношения хищник-жертва (Bolton et al., 2017; Tałanda et al., 2018; Nuñez et al., 2021; Harrison and Gray, 2024; Hassan et al., 2024), и, в основном, в пользу хищников. Свет делает гидробионтов видимыми для их естественных хищников, поэтому для оценки влияния светового загрязнения на организмы необходимо выяснить их поведенческие, в частности, фототаксические реакции на искусственный свет. Одни виды избегают искусственного света (Abeel et al., 2016; Duarte et al., 2019; Fischer et al., 2020), другие привлекаются на него (Fernandez-Gonzalez et al., 2014; Navarro-Barranco and Hughes, 2015). В целом, реакция организмов на искусственный свет видоспецифична и может варьировать в зависимости от спектральных характеристик света (Abeel et al., 2016; Brüning et al., 2016; Tałanda et al., 2018; Fischer et al., 2020; Czarnecka et al., 2021; 2022; Drozdova et al., 2021; Kühne et al., 2021; Li et al., 2022; Karnaukhov et al., 2025a). Для оценки спектральных характеристик света широко применяется показатель цветовой температуры, указывающий на то, как распределяется энергия в видимом спектре излучения. Чем выше доля длинноволнового излучения (красные, оранжевые волны) в спектре света, тем ниже его цветовая температура и теплее его цвет. И наоборот, чем выше доля коротковолнового излучения (синие, фиолетовые волны), тем выше цветовая температура света и его цвет выглядит холоднее. И хотя во всем мире ежегодно растет интерес к использованию более энергоэффективного светодиодного освещения (Hölker et al., 2023), остается малоизученным вопрос влияния разных цветовых температур светодиодного света на гидробионтов.

Озеро Байкал – уникальная природная экосистема с высоким уровнем биоразнообразия. Уровень светового загрязнения на озере Байкал имеет тенденцию к увеличению, которая, в большей степени, связана с ростом туристического потока. По данным дистанционного зондирования Земли около 10% береговой линии озера находится под воздействием светового загрязнения. Высокая прозрачность озера позволяет отдельным спектрам света проникать вплоть до 400 м в глубину (Hunt et al., 1996), что может способствовать возникновению негативных изменений на отдельных участках литорали озера, подверженных световому загрязнению. Доминирующими представителями зообентоса в озере Байкал являются амфиподы, на которых приходится 61% всех пресноводных амфипод, живущих во внутренних водах России (Takhteev et al., 2015). В литоральной зоне озера одним из наиболее успешных видов в плане распространения является *Eulimnogammarus cyaneus* (Dybowsky 1874), ареал которого охватывает около 1/2–2/3 береговой линии Байкала (Механикова, 2015).

В связи с повсеместным увеличением уровня светового загрязнения, в том числе, на озере Байкал, а также основываясь на имеющихся данных о видоспецифичном влиянии света с разными спектральными характеристиками на организмы, мы решили оценить влияние 2 и 10 лк теплого и холодного света на поведение *E. cyaneus*. В данном исследовании мы проверили следующие гипотезы: реакция *E. cyaneus* на искусственный свет будет различаться в зависимости от (1) спектрального состава света и (2) интенсивности света.

2. Материалы и методы

2.1. Отлов и акклимация амфипод

Все эксперименты были одобрены Комиссией по экспериментальным исследованиям с использованием животных НИИ биологии Иркутского государственного университета (протокол № 14 от 22 августа 2024 года). Все эксперименты проводились в соответствии с международными этическими стандартами, которые закреплены документально в нормативно-правовых актах Российской Федерации, Хельсинкской декларации и директиве Европейского парламента и Совета Европейского союза 2010/63/ЕС от 22 сентября 2010 г. о защите животных, использующихся для научных целей.

Особей *E. cyaneus* отлавливали в прибрежной зоне озера Байкал у поселка Большие Коты с помощью гидробиологического сачка. В результате было отловлено более 500 особей, которые в тот же день транспортировались в НИИ биологии ИГУ для дальнейшей акклимации и проведения экспериментов.

В периоды акклимации и проведения экспериментов амфиподы содержались при постоянной аэрации и температуре 12 ºС в 18 × 11.5 × 12 см аквариумах, количество особей в одном аквариуме не превышало 30. Период акклимации составлял 3 дня, эксперименты проводились на четвертый и восьмой дни содержания амфипод. Для содержания амфипод использовалась отстоянная водопроводная вода, которая полностью менялась в аквариумах каждые 3 дня. После смены воды в аквариумах амфипод кормили сушенным *Gammarus* sp. Во время содержания амфипод световой режим не устанавливался. В дневной период, примерно, с 10:00 до 18:00 амфиподы освещались непрямым светом, попадающим из окна и непрямым светом от ламп в лаборатории (освещенность в течение дня составляла более 70 лк). В ночной период свет отсутствовал (0 лк). Вечером, накануне проведения экспериментов, комната полностью затемнялась, обеспечивая освещенность равную 0 лк, на следующее утро, в день проведения экспериментов.

2.2. Экспериментальная установка

Эксперименты проводились в дневной период в комнате с освещенностью 0 лк. Для экспериментов использовался аквариум 19 × 52 × 10 см (Рис. 1),

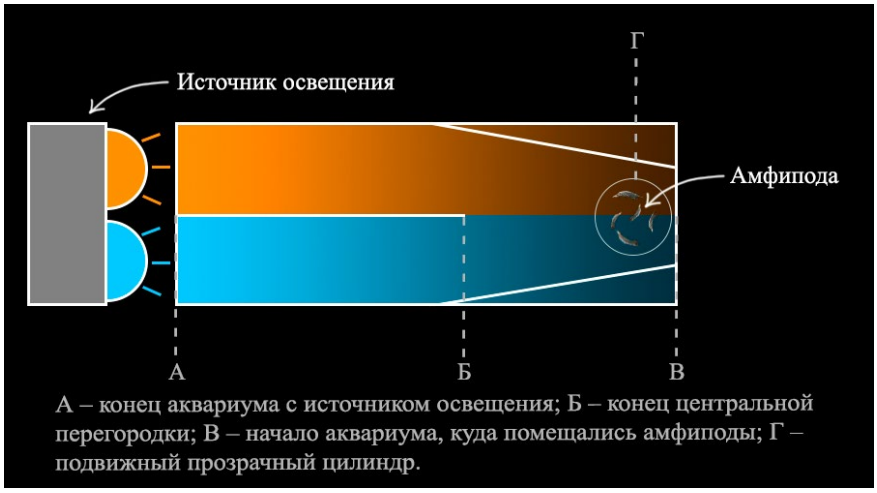


Рис.1. Схема экспериментальной установки (вид сверху).

на конце которого располагался светодиодный линзовый накамерный светильник CN-20FC (NanGuang, Китай). Данный светильник способен излучать как одновременно, так и независимо теплый (цветовая температура 3200 К) и холодный свет (5600 К). Конец аквариума со стороны светильника (Рис. 1 точка А) разделялся с помощью 30 см перегородки (Рис. 1 расстояние АБ). Благодаря ей одновременно одна половина аквариума освещалась теплым светом, а другая – холодным. Либо одна половина аквариума освещалась тем или иным светом, а вторая половина при этом оставалась темной. Однако мы не могли полностью предотвратить попадание отраженного от стен аквариума света на темную половину, поэтому в начале аквариума (Рис. 1 расстояние БВ) создавалась «смешанная» зона с более и менее освещенными половинами. При этом ближе к концу аквариума (Рис. 1 расстояние АБ) освещенность в затемненной половине составляла 0 лк. Когда же теплый и холодный свет горели одновременно, то в «смешанной» зоне была видна четкая граница между ними. Необходимый уровень освещенности, использованный в экспериментах, устанавливался и контролировался в начале аквариума (Рис. 1 точка В) с помощью люксметра DT–8809A (CEM, Макао, Китай). Измеренные с помощью анализатора спектра OPPLE Light-master-II (OPPLE, China) цветовые температуры теплого и холодного света соответствовали значениям, заявленным производителем (3200 и 5600 К, соответственно).

2.3. Проведение экспериментов и анализ результатов

В начале аквариума (Рис. 1 точка В) в «смешанной» зоне размещался прозрачный пластиковый цилиндр (Рис. 1 точка Г), куда одновременно помещались 5 особей *E. cyaneus*. Амфиподы в цилиндре могли свободно перемещаться между теплым и холодным светом, либо между светом и затененной половиной в течение 3 минут. По истечении данного времени цилиндр убирался и амфиподам давался выбор той или иной стороны аквариума в течение 1 минуты. Если амфипода заходила за центральную перегородку аквариума в одну из его половин (Рис. 1 расстояние АБ), то это засчитывалось как «движение к теплому свету», или «движение к холодному свету», или «движение в темноту» в зависимости от выбранной стороны аквариума. Если амфипода оставалась в «смешанной» зоне (Рис. 1 расстояние БВ), то это засчитывалось как «оставалась на месте». Всего было проведено 7 типов эксперимента, где амфиподы выбирали между: (1) теплым 10 лк и холодным 10 лк светом – W10/C10, (2) теплым 10 лк и темнотой – W10/D, (3) холодным 10 лк и темнотой – C10/D, (4) теплым 2 лк и холодным 2 лк – W2/C2, (5) теплым 2 лк и темнотой – W2/D, (6) холодным 2 лк и темнотой – C2/D, (7) двумя сторонами аквариума в полной темноте (контроль) – D/D. При этом эксперименты 1, 2 и 3 были проведены на четвертый день содержания амфипод, а остальные – на восьмой. Для каждого типа эксперимента проводилось 24 повторности, то есть в каждом эксперименте учитывался выбор 120 особей *E. cyaneus* (5 особей × 24 повторности = 120 особей).

Обработку и анализ данных проводили с помощью языка программирования R (V 4.4.2; https://www.R-project.org/) в программной среде RStudio. Для сравнения частот выбора зон аквариума амфиподами между разными типами эксперимента использовался Хи-квадрат Пирсона с поправкой FDR (Benjamini and Hochberg, 1995) на множественные сравнения. Различия считались статистически значимыми при p-value < 0.05.

3. Результаты

Сравнение выборок с помощью Хи-квадрата Пирсона показало, что условия освещения влияют на двигательную активность *E. cyaneus* (X-squared = 87.638, df = 12, p-value = 1.413e-13). В целом, для *E. cyaneus* в экспериментах отмечалась низкая двигательная активность, большая часть особей предпочитала оставаться в начальной зоне аквариума независимо от наличия или отсутствия искусственного освещения (Рис. 2).

При попарном сравнении результатов, полученных при разных условиях освещения, статистически значимые различия были обнаружены в 13 из 21 случаев (Таблица 1). При сравнении с контрольными условиями (D/D) различия не были обнаружены только для экспериментов W2/D и C2/D. Кроме того, не было обнаружено различий между интенсивностями при сравнении экспериментов W10/C10 и W2/C2. Также не было обнаружено различий между теплым и холодным светом ни для 10 лк при сравнении W10/D и C10/D), ни для 2 лк при сравнении W2/D и C2/D. Однако были обнаружены статистически значимые различия между интенсивностями для теплого света при сравнении W10/D и W2/D, тогда как для холодного света при сравнении C10/D и C2/D подобных различий обнаружено не было.

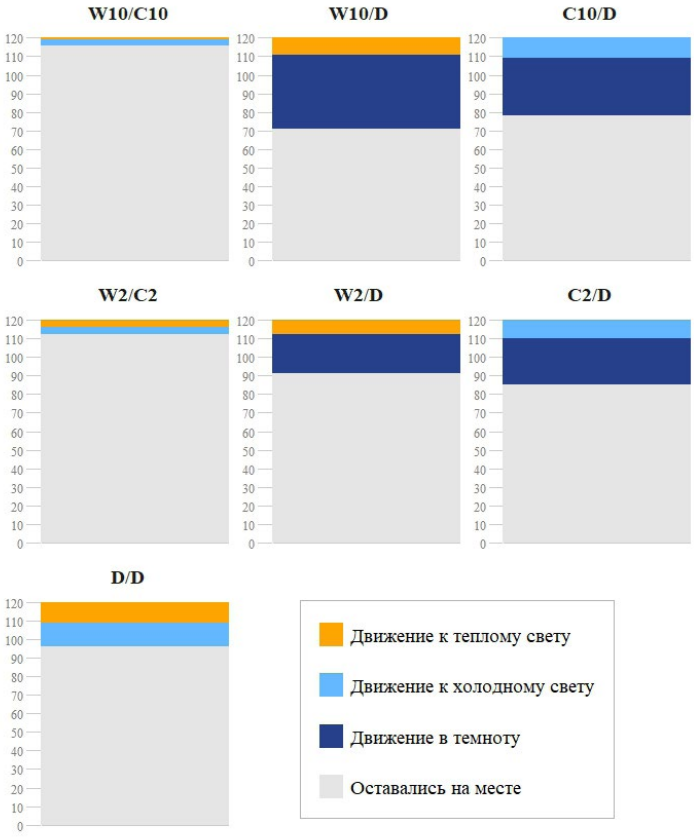


Рис.2. Выбор условий освещения особями *E. cyaneus*.

4. Обсуждение

Наши результаты показывают, что искусственный свет как с разным спектральным составом, так и интенсивностью влияет на поведение *E. cyaneus*. В целом, по результатам экспериментов для данного вида можно отметить его малую активность как без освещения, так и с освещением. Данный вывод мы делаем, исходя из того, что большинство особей во всех экспериментах оставалось в начале аквариума в его «смешанной» зоне как в контрольных условиях, так и в экспериментах со светом и возможностью ухода в темноту. С одной стороны, низкая активность особей могла быть связана со стрессом, вызванным коротким периодом акклимации в лабораторных условиях. Однако особи данного вида демонстрировали сходную активность в другом ранее проведенном нами исследовании (Karnaukhov et al., 2025a), где период акклимации составлял не меньше недели. С другой стороны, низкая активность может являться особенностью данного вида, особи которого в дневное время предпочитают жить под камнями (Механикова, 2015). Следует напомнить, что эксперименты проводились в комнате без освещения, но в дневной период. В экспериментах, когда освещалась только одна половина аквариума, амфиподам, по-видимому, иногда было достаточно скрыться от прямого воздействия света и остаться в более затемненной половине аквариума для предотвращения дискомфорта, особенно в экспериментах с интенсивностью света 2 лк. Мы заключаем, что и теплый, и холодный свет вызывают у особей дискомфорт и соответствующую реакцию избегания, поскольку были найдены статистически значимые различия при сравнении с контролем экспериментов с одновременным свечением теплого и холодного света обеих представленных интенсивностей, а также экспериментов, когда освещалась только одна половина аквариума тем или иным типом света с интенсивностью 10 лк.

Полученные нами результаты опровергают нашу гипотезу о том, что реакция амфипод различается на теплый и холодный свет одинаковых интенсивностей. В экспериментах со светом и темнотой как для 10 лк, так и для 2 лк мы не обнаружили статистически значимых различий между теплым и холодным светом. В более ранних исследованиях для амфипод была продемонстрирована

Таблица 1. Результаты попарного сравнения (*p*-values) частот выбора зон аквариума особями *E. cyaneus* при разных условиях освещения с помощью критерия Хи-квадрат Пирсона с поправкой FDR.

	D/D	W10/C10	W10/D	C10/D	W2/C2	W2/D
W10/C10	0.0004*	-	-	-	-	-
W10/D	0.0004*	0.0004*	-	-	-	-
C10/D	0.01*	0.0004*	0.5	-	-	-
W2/C2	0.01*	0.4	0.0004*	0.0004*	-	-
W2/D	0.3	0.0004*	0.02*	0.2	0.001*	-
C2/D	0.1	0.0004*	0.1	0.6	0.0004*	0.7

Примечание: * – статистически значимые различия

разная реакция особей внутри одного вида на свет разного спектрального состава, а именно на свет от светодиодных ламп и на свет от галогеновых ламп или натриевых ламп высокого давления (Navarro-Barranco and Hughes, 2015; Czarnecka et al., 2021; 2022; Hassan et al., 2024). И хотя в нашем исследовании и теплый, и холодный свет является светодиодным, спектральный состав у них различается распределением энергии света по длинам волн. Сложившееся противоречие с более ранними исследованиями может быть объяснено видоспецифичностью реакций разных видов на свет.

Что касается гипотезы о различной реакции амфипод на один и тот же свет разной интенсивности, то наши результаты подтверждают ее для теплого света и не подтверждают для холодного. Амфиподы статистически значимо чаще избегали света с интенсивностью 10 лк, чем с интенсивностью 2 лк в экспериментах с теплым светом и темнотой. Проведенные на данный момент исследования либо рассматривали влияние высоких интенсивностей света на поведение амфипод (Kohler et al., 2018), либо не учитывали данный параметр вовсе. В проведенной нами ранее другой работе мы не смогли подтвердить гипотезу о значении интенсивности света в реакции амфипод, но получили пограничные результаты для теплого 3000 К света у одного из исследованных видов (Karnaukhov et al., 2025a). В целом, реакция на свет, продемонстрированная *E. cyaneus* в предыдущем и текущем исследованиях схожа: в обоих случаях часть особей как привлекалась, так и избегала теплого света. В настоящем исследовании мы брали для сравнения интенсивности еще меньше, чем в предыдущем. Возможно, что низкие интенсивности света оказывают большее влияние на вариативность поведения амфипод, чем высокие интенсивности. Поэтому в будущих исследованиях имеет смысл оценить изменения в поведении амфипод при различных низких интенсивностях, начиная с 0 лк, с шагом между ними до 1 лк.

В целом, можем предположить, что теплый 10 лк свет оказывает наибольшее влияние на двигательную активность особей *E. cyaneus* по сравнению с другими условиями освещения, представленными в данной работе. Однако также стоит отметить, что большая часть особей в экспериментах с каким-либо светом и темнотой оставалась в «смешанной зоне», где даже на более затемненную половину немного попадал свет, а часть особей двигалась прямо к свету. Данное поведение может оказаться опасным с точки зрения выживания для отдельных особей в естественных условиях озера Байкал, поскольку даже слабый свет делает организмы видимыми для хищников, в частности, для коттоидных рыб. В нескольких исследованиях была продемонстрирована способность рыб успешно охотиться при освещенности меньше 10 лк (Tałanda et al., 2018; Harrison and Gray, 2024) и даже при 0,5 лк (Ohlberger et al., 2008). Поэтому отсутствие явной реакции избегания света у *E. cyaneus* потенциально может привести к изменениям во взаимоотношении хищник-жертва (Bolton et al., 2017; Tałanda et al., 2018; Harrison and Gray, 2024; Hassan et al., 2024) на отдельных участках литорали озера, подверженных световому загрязнению.

Стоит отметить, что в экспериментах мы использовали группы из 5 особей амфипод, хотя мы допускаем возможные различия в одиночном и групповом поведении для данного вида. Так, в исследованиях с рыбами отмечалось более активное поведение особей в группе (Bartosiewicz and Gliwicz, 2011; Tałanda et al., 2018), мы также обнаружили различия в одиночном и групповом поведении у байкальской амфиподы Gmelinoides fasciatus (Stebbing, 1899) (Karnaukhov et al., 2025b). Однако, выбор количества особей в данном исследовании, в первую очередь, обусловливался необходимостью ускорить процесс проведения экспериментов с обеспечением достаточного объема выборок. Тем не менее, остается открытым вопрос не только одиночного и группового поведения *E. cyaneus*, но и вопрос поведения особей данного вида в ночной период, когда наблюдается световое загрязнение. Оба вопроса могут стать основой для проведения дальнейших исследований как в контексте изучения поведенческих особенностей данного вида, так и в контексте проблемы светового загрязнения.

5. Заключение

И теплый, и холодный свет 2 и 10 лк интенсивностей оказывает влияние на поведение *E. cyaneus*. При этом спектральный состав света не играет роли в реакции на свет особей данного вида, поскольку особи реагировали на теплый и холодный свет одинаково. Кроме того, мы не обнаружили значимого влияния интенсивности холодного света на формирование поведения амфипод, но подтвердили значение интенсивности в этом для теплого света. Наибольшее воздействие на *E. cyaneus* оказал теплый 10 лк свет, которого особи избегали в большей степени, по сравнению с другими условиями освещения. И хотя особи демонстрировали реакцию избегания как теплого, так и холодного света, большинство особей при всех условиях освещения оставались в слабоосвещенной зоне. Неспособность данного вида к активному избеганию света и развитие инфраструктуры на озере Байкал может привести к излишнему обнаружению особей естественными хищниками и, соответственно, к изменениям во взаимоотношении хищник-жертва в подверженных световому загрязнению участках литорали.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 24-24-00365, https://rscf.ru/project/24-24-00365/.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Механикова И.В. 2015. Морфология ротового аппарата и питание Eulimnogammarus cyaneus (Crustacea, Amphipoda), обитателя приурезовой зоны озера Байкал (бухта Большие Коты, Южный Байкал). Зоологический журнал 94: 1379–1386. DOI: 10.7868/S0044513415120107

Abeel T., Vervaecke H., Roelant E. et al. 2016. Evaluation of the influence of light conditions on crayfish welfare in intensive aquaculture. In: Food futures: ethics, science and culture. Wageningen Academic Publishers, University of Porto, Portugal, pp. 244–250. DOI: 10.3920/978-90-8686-834-6_37

Bartosiewicz M., Gliwicz Z.M. 2011. Temporary Intermissions in Capturing Prey (Daphnia) by Planktivorous Fish (Rutilus Ru-tilus): Are They Due to Scramble Competition or the Need for Antipredation Vigilance? Hydrobiologia 668: 125–136. DOI: 10.1007/s10750-010-0577-0

Benjamini Y., Hochberg Y. 1995. Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology 57: 289–300. DOI: 10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x

Bolton D., Mayer-Pinto M., Clark G.F. et al. 2017. Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. Science of The Total Environment 576: 1–9. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.037

Brüning A., Hölker F., Franke S. et al. 2016. Impact of different colours of artificial light at night on melatonin rhythm and gene expression of gonadotropins in European perch. Science of The Total Environment 543: 214–222. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.11.023

Czarnecka M., Kobak J., Grubisic M. et al. 2021. Disruptive effect of artificial light at night on leaf litter consumption, growth and activity of freshwater shredders. Science of The Total Environment 786: 147407. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147407

Czarnecka M., Jermacz Ł., Glazińska P. et al. 2022. Artificial light at night (ALAN) affects behaviour, but does not change oxidative status in freshwater shredders. Environmental Pollution 306: 119476. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119476

Drozdova P., Kizenko A., Saranchina A. et al. 2021. The diversity of opsins in Lake Baikal amphipods (Amphipoda: Gammaridae). BMC Ecology and Evolution 21: 81. DOI: 10.1186/s12862-021-01806-9

Duarte C., Quintanilla-Ahumada D., Anguita C. et al. 2019. Artificial light pollution at night (ALAN) disrupts the distribution and circadian rhythm of a sandy beach isopod. Environmental Pollution 248: 565–573. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.02.037

Falcón J., Torriglia A., Attia D. et al. 2020. Exposure to Artificial Light at Night and the Consequences for Flora, Fauna, and Ecosystems. Frontiers in Neuroscience 14: 602796. DOI: 10.3389/fnins.2020.602796

Fernandez-Gonzalez V., Fernandez-Jover D., Toledo-Guedes K. et al. 2014. Nocturnal planktonic assemblages of amphipods vary due to the presence of coastal aquaculture cages. Marine Environmental Research 101: 22–28. DOI: 10.1016/j.marenvres.2014.08.001

Fischer J.R., Gangloff M.M., Creed R.P. 2020. The behavioral responses of 2 Appalachian crayfish to cool and warm spectrum LED lights at night. Freshwater Science 39: 39–46. DOI: 10.1086/707459

Harrison S.E., Gray S.M. 2024. Effects of light pollution on Bluegill foraging behavior. Transactions of the American Fisheries Society 153: 152–162. DOI: 10.1002/tafs.10451

Hassan W., Kobak J., Czarnecka M. 2024. Artificial light at night alters foraging behavior of freshwater amphipods depending on the light spectrum and the presence of predation cues. Current Zoology zoae061: 1–8. DOI: 10.1093/cz/zoae061

Hölker F., Jechow A., Schroer S. et al. 2023. Light pollution of freshwater ecosystems: principles, ecological impacts and remedies. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 378: 20220360. DOI: 10.1098/rstb.2022.0360

Hunt D.M., Fitzgibbon J., Slobodyanyuk S.J. et al. 1996. Spectral tuning and molecular evolution of rod visual pigments in the species flock of cottoid fish in Lake Baikal. Vision Research 36: 1217–1224. DOI: 10.1016/0042-6989(95)00228-6

Karnaukhov D., Ermolaeva Y., Maslennikova M. et al. 2025. Species-Specific Responses of Baikal Amphipods to Artificial Lighting of Varying Intensity and Spectral Composition. Limnological Review 25: 11. DOI: 10.3390/limnolrev25020011

Karnaukhov D., Ermolaeva Y., Maslennikova M. et al. 2025. Can the Baikal Amphipod Gmelinoides fasciatus (Stebbing, 1899) Have Different Responses to Light Pollution with Different Color Temperatures? Journal of Marine Science and Engineering 13: 1039. DOI: 10.3390/jmse13061039

Kohler S.A., Parker M.O., Ford A.T. 2018. Species-specific behaviours in amphipods highlight the need for understanding baseline behaviours in ecotoxicology. Aquatic Toxicology 202: 173–180. DOI: 10.1016/j.aquatox.2018.07.013

Kühne J.L., van Grunsven R.H.A., Jechow A. et al. 2021. Impact of Different Wavelengths of Artificial Light at Night on Phototaxis in Aquatic Insects. Integrative and Comparative Biology 61: 1182–1190. DOI: 10.1093/icb/icab149

Li D., Huang J., Zhou Q. et al. 2022. Artificial Light Pollution with Different Wavelengths at Night Interferes with Development, Reproduction, and Antipredator Defenses of Daphnia magna. Environmental Science & Technology 56: 1702–1712. DOI: 10.1021/acs.est.1c06286

Ludvigsen M., Berge J., Geoffroy M. et al. 2018. Use of an Autonomous Surface Vehicle reveals small-scale diel vertical migrations of zooplankton and susceptibility to light pollution under low solar irradiance. Science Advances 4: eaap9887. DOI: 10.1126/sciadv.aap9887

Marangoni L.F.B., Davies T., Smyth T. et al. 2022. Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. Global Change Biology 28: 5346–5367. DOI: 10.1111/gcb.16264

Moore M.V., Pierce S.M., Walsh H.M. et al. 2000. Urban light pollution alters the diel vertical migration of Daphnia. SIL Proceedings, 1922–2010 27: 779–782. DOI: 10.1080/03680770.1998.11901341

Navarro-Barranco C., Hughes L.E. 2015. Effects of light pollution on the emergent fauna of shallow marine ecosystems: Amphipods as a case study. Marine Pollution Bulletin 94: 235–240. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.023

Nuñez J.D., Bas C.C., Pérez García M. et al. 2021. Artificial light at night may increase the predation pressure in a salt marsh keystone species. Marine Environmental Research 167: 105285. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105285

Ohlberger J., Mehner T., Staaks G. et al. 2008. Is ecological segregation in a pair of sympatric coregonines supported by divergent feeding efficiencies? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 2105–2113. DOI: 10.1139/F08-120

Perkin E.K., Hölker F., Heller S. et al. 2014. Artificial light and nocturnal activity in gammarids. PeerJ 2: e279. DOI: 10.7717/peerj.279

Takhteev V.V., Berezina N.A., Sidorov D.A. 2015. Checklist of the Amphipoda (Crustacea) from continental waters of Russia, with data on alien species. rej 24: 335370–0. DOI: 10.15298/arthsel.24.3.09

Tałanda J., Maszczyk P., Babkiewicz E. 2018. The reaction distance of a planktivorous fish (Scardinius erythrophthalmus) and the evasiveness of its prey (Daphnia pulex × pulicaria) under different artificial light spectra. Limnology 19: 311–319. DOI: 10.1007/s10201-018-0548-0

Greenhouse gas fluxes (CH_4, CO_2) from the Kuibyshev Reservoir: an eddy covariance study

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Nikitin O.V.[1]*, Stepanova N.Yu.[2], Aukhadeev T.R.[2], Latypova V.Z.[2]

[1] *Ekoaudit LLC, Sechenov Str., 17, Kazan, 420061, Russia*
[2] *Kazan Federal University, Kremlyovskaya Str., 18, Kazan, 420008, Russia*

ABSTRACT. The study presents the results of evaluating greenhouse gas fluxes (methane and carbon dioxide) from the surface of the Kuibyshev Reservoir (Russia) using the eddy covariance method along with the LI-7700 (CH_4) and LI-7200RS (CO_2/H_2O) gas analyzers. Measurements were conducted from August to December 2024 in a shallow section (2–4 m) of the reservoir within the water cluster of the Volga Carbon Polygon (Republic of Tatarstan, Russia). The results showed that the reservoir is a source of methane and carbon dioxide, with maximum emissions observed in August–September (52.84 ± 22.49 and 47.53 ± 27.06 mg CH_4 m^{-2}·day^{-1}; 2.32 ± 1.70 and 2.54 ± 1.75 g CO_2 m^{-2}·day^{-1}, respectively). At the same time, significant daily CO_2 uptake was also recorded in August–September, driven by the photosynthetic activity of phytoplankton. In autumn, alongside emission, occasional methane flux from the atmosphere into the water column was recorded. During winter, gas exchange was minimized due to the ice cover. Seasonal variability of the fluxes is determined by a combination of biological processes (methane production and oxidation, photosynthesis), physical factors (water temperature, concentration gradients, turbulent mixing), and meteorological conditions (wind impact, ice cover formation). The eddy covariance method enables continuous data collection with high temporal resolution and accounts for the spatial heterogeneity of the water surface. The obtained data are important for refining the contribution of reservoirs to the regional carbon balance and global carbon cycle and demonstrate the advantages of using the eddy covariance method in such studies.

Keywords: greenhouse gases, methane, carbon dioxide, eddy covariance, Kuibyshev Reservoir, Volga Carbon Polygon

For citation: Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Aukhadeev T.R., Latypova V.Z. Greenhouse gas fluxes (CH_4, CO_2) from the Kuibyshev Reservoir: an eddy covariance study // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 995-1012. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-995

1. Introduction

Reservoirs play a crucial role in the structure of modern landscapes, serving a wide range of functions, including hydropower generation, water resource management, flood control, water supply, recreation, and navigation (Lehner et al., 2011; Deemer et al., 2016). In addition, they contribute significantly to maintaining ecological functions, such as regulating hydrological processes, preserving biodiversity, and participating in the cycling of nutrients. In the context of the carbon cycle, reservoirs are both carbon sinks and sources, influencing local and global biogeochemical processes. They are involved in the processing of both allochthonous organic matter that enters from the watershed and autochthonous matter formed within the reservoir as a result of the activities of aquatic organisms and the decomposition of detritus. These substances undergo physico-chemical and biological transformations, producing carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4), which significantly affect the global greenhouse gas budget (Louis et al., 2000; Barros et al., 2011; Bastviken et al., 2011; Varis et al., 2012; Deemer et al., 2016; Hamdan and Wickland, 2016; Beaulieu et al., 2020; Johnson et al., 2021; Martínez-García et al., 2024; Nikitin et al., 2024c). Recent studies show that methane produced in aquatic systems can exceed the volume of direct anthropogenic emissions, including those from agriculture and fossil fuel use. Collectively, aquatic ecosystems, including wetlands, are responsible for at least half of the global CH_4 emission budget (Rosentreter et al., 2021). The assessment of greenhouse gas (GHG) emissions and uptake from the surface of reservoirs is a key element for understanding their contribution to

*Corresponding author.
E-mail address: olnova@mail.ru (O.V. Nikitin)

Received: August 02, 2025; ***Accepted:*** August 19, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

the global carbon cycle, as well as for developing effective measures to mitigate the impacts of climate change (Goldenfum, 2010; Shahady, 2024).

Water bodies, including reservoirs, are complex ecosystems where GHG emissions are determined by a variety of factors, including hydrological, biogeochemical, and climatic conditions. The diversity of processes occurring in these ecosystems requires the use of comprehensive assessment methods capable of accounting for both global trends and local characteristics (Harrison et al., 2021). In modern practice, three main approaches are distinguished: top-down (downward modeling), bottom-up (upward modeling), and hybrid, which combines elements of both approaches (IPCC, 2006; Nicholls et al., 2015; Flerlage et al., 2021; Ma et al., 2021; Erland et al., 2022; Zhang et al., 2023; Semerjian et al., 2024).

The bottom-up approach is based on local measurements and a detailed study of the processes occurring at the level of individual water bodies. This method involves the use of field data and parameterization of mechanisms such as organic matter input and decomposition, methanogenesis and methanotrophy, respiration and photosynthesis, among others, to estimate GHG emissions and sinks (Berberich et al., 2019; Isidorova et al., 2019; Thottathil et al., 2019; Gruca-Rokosz and Cieśla, 2021; Moras et al., 2024). Methods for measuring CH_4 and CO_2 fluxes within this approach include the use of stationary or drifting floating chambers (FC), inverted funnels, echo sounders, thin boundary layer (TBL) models, or eddy covariance (EC), which provide accurate data on gas exchange at the water-atmosphere interface (Schubert et al., 2012; Podgrajsek et al., 2014a; Lorke et al., 2015; Erkkilä et al., 2018; Lomov, 2021; Yang et al., 2021; Hounshell et al., 2023; Liu et al., 2023; Thirkill et al., 2024). Additionally, local models based on biogeochemical processes use data on the intensity of organic matter influx into the water body, temperature, pH level, oxygen content, and other characteristics that determine the intensity of GHG fluxes (Stepanenko et al., 2011; 2016; Iakunin et al., 2020; Lomov et al., 2024).

The main advantage of the bottom-up approach is its high accuracy, achieved by considering the specific conditions of individual water bodies, such as local hydrodynamics, sediment structure, or microbiological activity. This makes it particularly effective for estimating emissions at the level of individual water bodies or limited areas where a high degree of detail is required. Furthermore, the method allows for accounting for the specific functioning of ecosystems and can be flexibly adapted to the characteristics of each water body (Waldo et al., 2021; Naslund et al., 2024). However, this approach also has its limitations. It requires significant time and financial resources for field studies, as well as complex and labor-intensive data analysis. The application of this method in large water bodies is complicated by the need to scale the results, and seasonal and interannual variability of processes may introduce additional challenges in interpreting the results. Despite these limitations, the bottom-up approach remains an indispensable tool for detailed studies of greenhouse gas fluxes and the development of local models, making it a key component of comprehensive assessments of emissions and sinks from water bodies.

The eddy covariance method is a modern and highly accurate tool for quantifying gas exchange between the surface of water bodies and the atmosphere (Berg et al., 2020). The method is based on the measurement of instantaneous fluctuations in the vertical component of wind velocity and the concentration of the target gas (Burba et al., 2016). Analysis of the joint time series of these parameters enables the determination of gas fluxes driven by turbulent transport, making this approach one of the most effective and informative tools for investigating greenhouse gas emissions from aquatic surfaces (Waldo et al., 2021; Long, 2021).

The primary advantage of the eddy covariance method lies in its ability to provide continuous and automated monitoring of gas fluxes over time scales ranging from minutes to entire seasons, yielding data with high temporal resolution. Moreover, the method allows for the estimation of integrated fluxes over large spatial scales, eliminating the need for localized measurements (Morin et al., 2014). This is particularly important for assessing fluxes over heterogeneous surfaces, where local techniques such as floating chambers may provide only limited insights. However, the application of the eddy covariance method involves several technical and methodological challenges. On water bodies, measurement accuracy can be reduced due to low wind speeds, turbulent effects from surrounding vegetation, as well as the influence of thermal stratification and micrometeorological conditions. Successful implementation of the method requires careful instrument calibration, monitoring of measurement conditions, and the application of data filtering techniques to exclude noise and artifacts (Vesala et al., 2012; Burba et al., 2016; Burba, 2022).

Despite its limitations, the eddy covariance method is widely employed in ecological and climate research due to its versatility, high accuracy, and ability to provide real-time data. Incorporating results obtained using eddy covariance into regional and global greenhouse gas emission models contributes to a more accurate assessment of the carbon cycle and the role of aquatic systems in climate processes (Huotari et al., 2011; Baldocchi et al., 2020; Scholz et al., 2021; Golub et al., 2023).

The objective of this study is a quantitative assessment of methane and carbon dioxide fluxes from the surface of the Kuibyshev Reservoir using the eddy covariance method.

2. Materials and Methods

The Kuibyshev Reservoir is located in the Middle Volga and Lower Kama regions of the European part of Russia. It was created between 1955 and 1957 during the construction of the Zhiguli Hydroelectric Station dam (formerly the Kuibyshev Hydroelectric Station) on the Volga River near Zhigulevsk and Tolyatti in the Samara Oblast. The Kuibyshev Reservoir is the largest in the Volga-Kama cascade and one of the largest reservoirs in the world. It covers an area of 5,900 km^2 and has a total volume of 57.3 km^3. The reservoir's water

area has a complex configuration: extensive lake-like sections (15–20 km wide) alternate with narrow straits, whose width does not exceed 3–5 km throughout its length (Nikitin et al., 2024a).

GHG fluxes were measured in the water area of the Volga Carbon Polygon (Nikitin et al., 2022; Latypova et al., 2023) from 7 August to 16 December 2024. The site consists of an open shallow section of the Kuibyshev Reservoir with depths ranging from 2 to 4 m (Gafurov et al., 2024). The site is bounded to the north by the shoreline and to the south by a semi-circular elongated island, representing the remnants of ridge elevations of the flooded Volga River floodplain.

The primary equipment used for measurements included an open-path infrared gas analyzer LI-7700 (CH_4) and a closed-path LI-7200RS gas analyzer (CO_2/H_2O) (LI-COR, USA), as well as a three-dimensional (3D) ultrasonic anemometer uSonic-3 Cage MP (Metek, Germany). The equipment was mounted on a stationary anchored pontoon (55°16′09.9″N, 49°16′48.6″E) approximately 2 m above the water surface (Fig. 1). The use of a floating platform compensating for water level fluctuations ensured a constant height of the EC system above the surface throughout the observation period. The sensor installation height reflects a balance between maintaining adequate frequency response for capturing turbulent eddies and the measurement footprint, which represents the area of interest within the water body (Burba, 2022). For this site, the potential footprint of the measurements was predominantly over the water surface (85–100%, depending on wind direction and speed) (Sogachev et al., 2024). To measure net radiation (Rg, $W \cdot m^{-2}$), a 4-component radiometer CNR4 (Kipp & Zonen, Netherlands) with heating and ventilation modules was used. Air temperature and humidity were measured using a combined HMP155 sensor (Vaisala, Finland).

Measurements were conducted at a frequency of 10 Hz and recorded using a data logger (LI-7550 interface module and SMARTFlux 2 data processing module, LI-COR, USA). The raw 10 Hz data were processed into 30-minute flux averages using EddyPro 7 software (LI-COR, USA). Post-processing, filtering, and gap-filling were performed using the specialized REddyProc package in the R software environment. Further statistical analysis was conducted using Statistica 10 (StatSoft, USA). Outliers exceeding three times the standard deviation were filtered from the total dataset of 30-minute flux values. The remaining data were averaged daily, with daytime ($Rg > 0$ $W \cdot m^{-2}$) and nighttime ($Rg \leq 0$ $W \cdot m^{-2}$) periods separated, and then aggregated monthly.

The results are presented as the mean ± standard deviation (Mean ± SD). In the figures, the median is also shown for visualizing the data distribution. For interpreting the direction of fluxes, the following convention was used: positive values correspond to GHG emissions from the water surface to the atmosphere, while negative values represent sinks from the atmosphere to the water.

3. Results and Discussion

During the observation period, the typical air temperature pattern for the region was recorded (Fig. 2), with daily mean values ranging from 18.8 ± 2.7°C in August to –3.5 ± 3.5°C in December. Net radiation (Rg) also exhibited distinct seasonal dynamics (Fig. 3): daily values ranged from a peak of 861 $W \cdot m^{-2}$ in August to just 183 $W \cdot m^{-2}$ in December, reflecting changes in daylight hours and cloud cover.

The results of the conducted EC observations show that the studied area of the Kuibyshev Reservoir is generally a source of greenhouse gases (Fig. 4–6). However, the emission patterns of carbon dioxide and methane exhibit distinct characteristics. In the case of methane, the water surface typically remains a consistent source of the gas regardless of the time of day. According to the literature, peak CH_4 fluxes can occur either during nighttime (Podgrajsek et al., 2014b) or daytime (Morin et al., 2014). In some cases, diurnal variations are weak or inconsistent, with dominance alternating between night and day, and the underlying patterns remaining unclear (Waldo et al., 2021).

In our observations (Fig. 4), the highest methane emission was recorded during daytime in August at 0.71 ± 0.45 μg CH_4 $m^{-2} \cdot s^{-1}$ (compared to 0.44 ± 0.35 μg CH_4 $m^{-2} \cdot s^{-1}$ at night), whereas in September slightly higher emissions were observed at night – 0.59 ± 0.53 μg CH_4 $m^{-2} \cdot s^{-1}$ versus 0.56 ± 0.57 μg CH_4 $m^{-2} \cdot s^{-1}$ during the day. During the remaining months, methane emissions during day and night remained at similarly low levels, with average values close to zero.



Fig.1. Floating platform equipped for greenhouse gas flux measurements using the eddy covariance method in the Kuibyshev Reservoir (https://kpfu.ru/ecology/karbon-povolzhe, photo: V.E. Prokhorov).

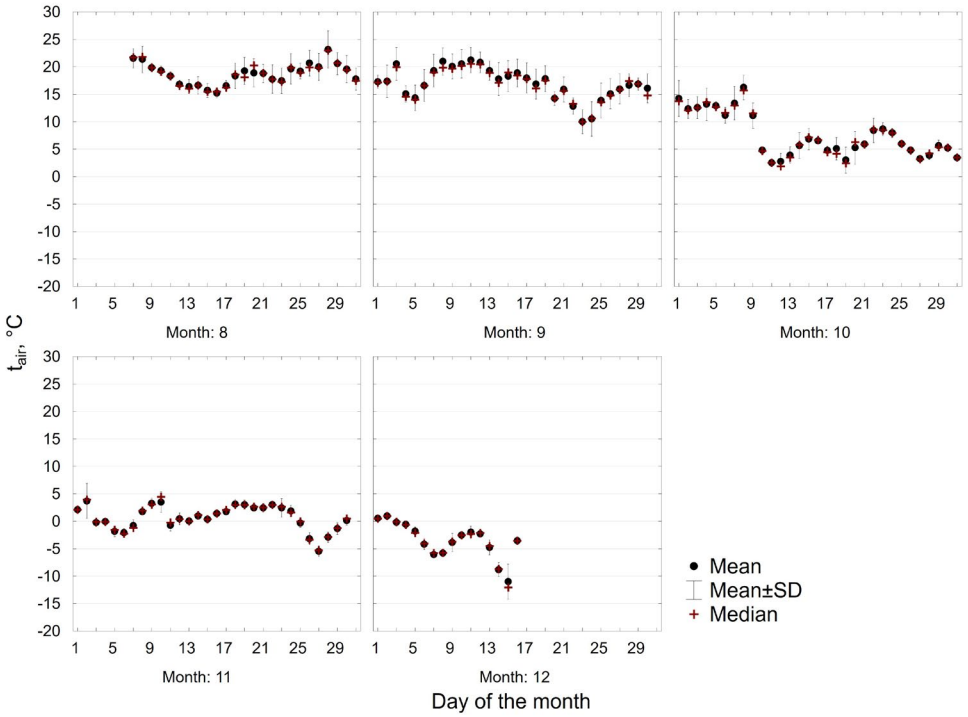


Fig.2. Dynamics of daily mean surface air temperature (t_{air}, ˚C) over the observation period.

A different pattern is observed for carbon dioxide (Podgrajsek et al., 2015; Bauduin et al., 2025): during daytime hours, due to the phytoplankton photosynthetic activity, the reservoir may act as a sink, absorbing CO_2. This effect is most pronounced during the summer months, when photosynthesis intensity peaks (Scholz et al., 2021; Golub et al., 2023). Similar processes, where algal productivity effectively leads to carbon dioxide sequestration, have been documented in various reservoirs worldwide (Pilla et al., 2024). However, it is important to emphasize that such diurnal dynamics are not solely driven by biological processes but also depend on the micrometeorological and hydrodynamic conditions of the reservoir (Eugster et al., 2003). A comparable pattern was observed in the Kuibyshev Reservoir (Fig. 5). In August and September, nighttime CO_2 emissions prevailed, amounting to 59.79 and 58.07 μg CO_2 $m^{-2}{\cdot}s^{-1}$, respectively, compared to daytime fluxes of 2.64 and 1.91 μg CO_2 $m^{-2}{\cdot}s^{-1}$. In October, this difference decreased, with emission rates of 21.14 μg CO_2 $m^{-2}{\cdot}s^{-1}$ at night and 7.33 μg CO_2 $m^{-2}{\cdot}s^{-1}$ during the day. During the remaining two months, CO_2 fluxes were

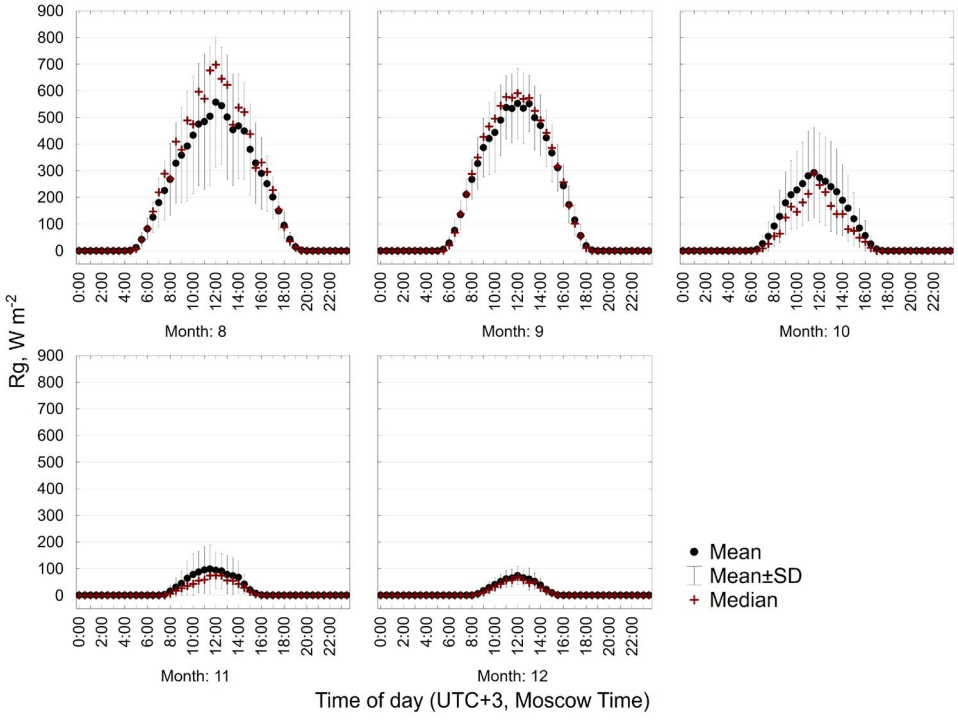


Fig.3. Daily dynamics of net radiation (Rg, W·m^{-2}) by month during the observation period.

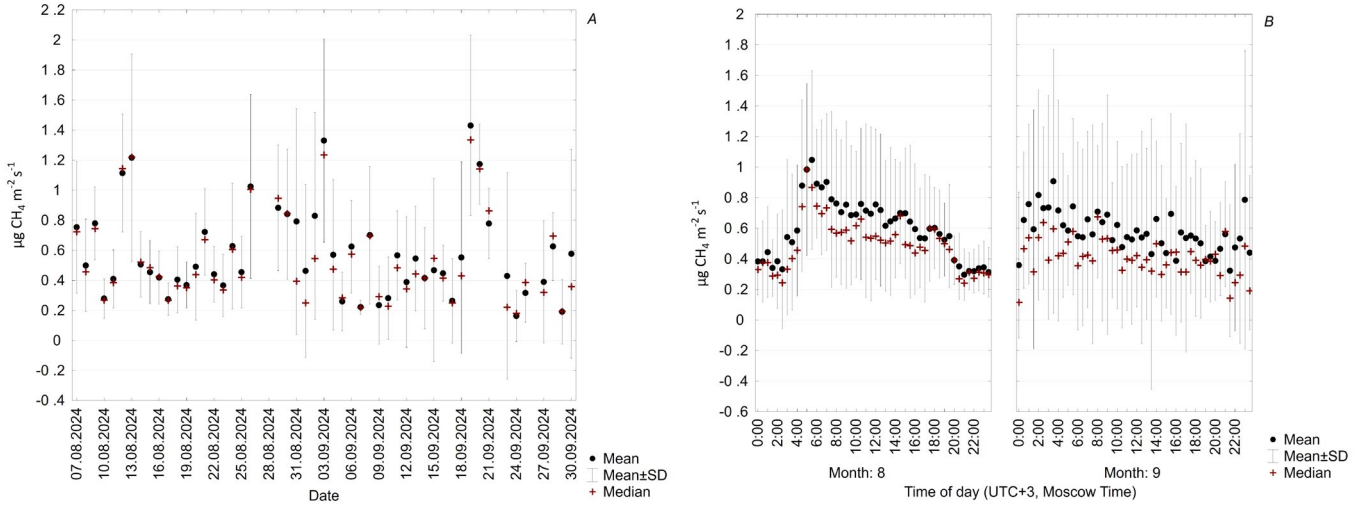


Fig.4. Assessment of daily (*A*) and diurnal (*B*) methane fluxes (μg CH_4 $m^{-2}·s^{-1}$) measured by the eddy covariance method in the water area of the Volga Carbon Polygon (August–September 2024).

at comparable levels during both day and night. From August to December, the mean monthly CO_2 emission progressively declined from maximum values to nearly zero, with the following sequence: 2.32 ± 1.70, 2.54 ± 1.75, 1.37 ± 0.68, 0.52 ± 0.42, and 0.10 ± 0.23 g CO_2 $m^{-2}·day^{-1}$, respectively (Fig. 6). These results are consistent with previous modeling-based estimates of CO_2 emissions from the Kuibyshev Reservoir (1.34 g CO_2 $m^{-2}·day^{-1}$; Nikitin et al., 2025a) and align with the ranges reported in the literature for mesotrophic to eutrophic reservoirs, where average CO_2 emissions range from 1.20 to 1.41 g CO_2 $m^{-2}·day^{-1}$ (Deemer et al., 2020).

The seasonal dynamics of methane fluxes from the reservoir surface show a positive flux in August and September (Fig. 6). During these months, the highest CH_4 emissions were recorded: the mean flux reached 52.84 ± 22.49 mg CH_4 $m^{-2}·day^{-1}$ in August and 47.53 ± 27.06 mg CH_4 $m^{-2}·day^{-1}$ in September. These results generally agree with methane flux estimates obtained for this section of the reservoir using the floating chamber method (July–September 2024), which showed fluxes from the water surface ranging from 0 to 74.1 mg CH_4 $m^{-2}·day^{-1}$, with an average of 22.9 ± 16.2 mg CH_4 $m^{-2}·day^{-1}$ (Nikitin et al., 2025b). The findings also align with field observations from other reservoirs within the Volga-Kama cascade (Grechushnikova et al., 2023).

The summer and early autumn periods are characterized by elevated water temperatures (Latypova et al., 2023; Nikitin et al., 2025b), which enhance microbial methane production in anaerobic bottom waters and sediments. Elevated temperatures also promote CH_4 diffusion from water to the atmosphere due to increased turbulence in the surface water layer, while thermal mixing and wind-driven surface agitation contribute to efficient turbulent transport of CH_4 to the water–air interface. This leads to increased methane emissions from the water to the atmosphere. Similar seasonal patterns have been observed in other freshwater systems worldwide (Huotari et al., 2011; Jensen et al., 2022; Hounshell et al., 2023), where peak greenhouse gas emissions also occur from late summer to early autumn. This may represent a characteristic pattern for freshwater bodies in temperate climates.

In the late autumn period (October–November), negative methane flux values were recorded in some cases, which could indicate the possibility of short-term transfer of gas from the atmosphere to the res-

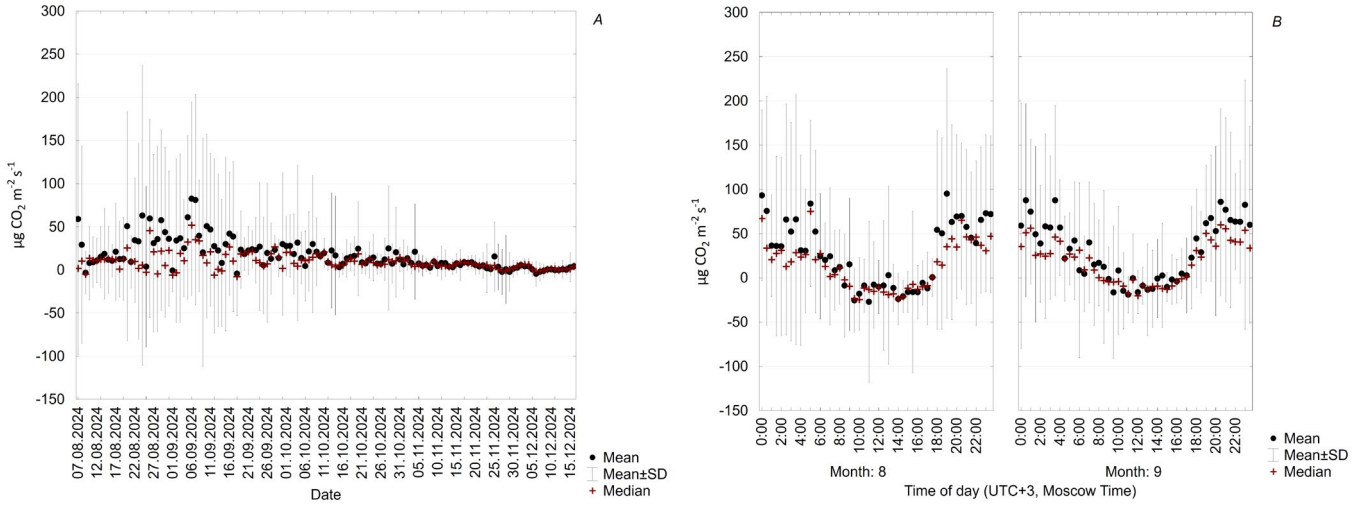


Fig.5. Assessment of daily (*A*) and diurnal (*B*) carbon dioxide fluxes (μg CO_2 $m^{-2}·s^{-1}$) measured by the eddy covariance method in the water area of the Volga Carbon Polygon (August–December 2024).

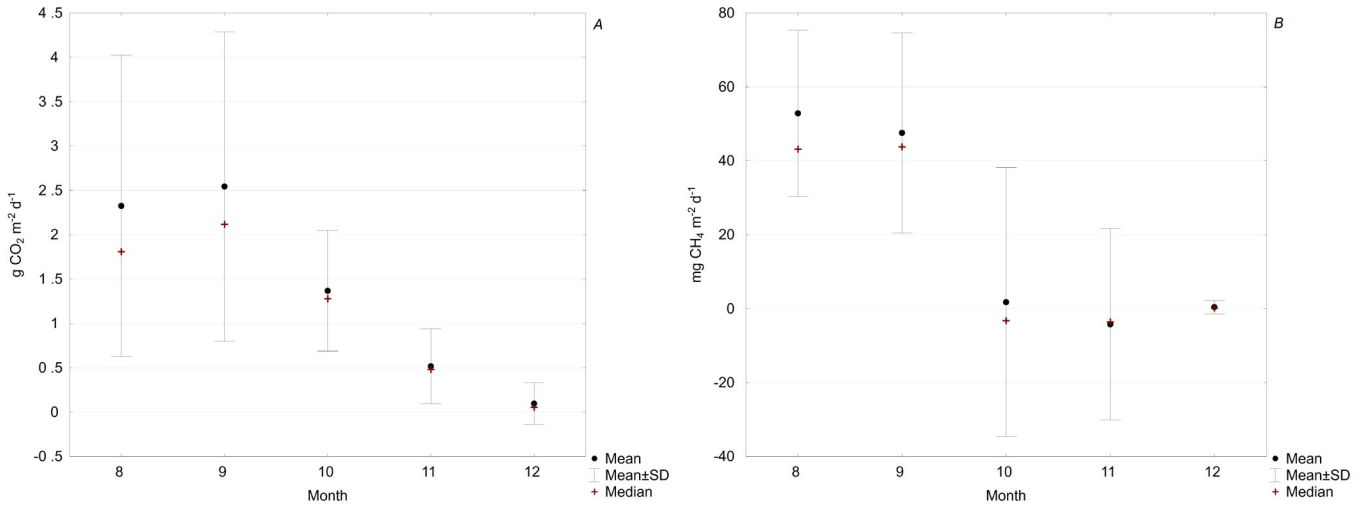


Fig.6. Assessment of monthly mean GHG (carbon dioxide (*A*), g CO_2 m^{-2}·day^{-1}; methane (*B*), mg CH_4 m^{-2}·day^{-1}) using the eddy covariance method in the water area of the Volga Carbon Polygon from August to December 2024. The CH_4 flux data for October and November should be interpreted with caution due to increased measurement uncertainty (see explanations in the text).

ervoir. However, interpreting these data requires caution, as the observed pattern could reflect both real gas exchange processes and methodological peculiarities of the measurements. Similar phenomena, although mentioned in the literature when using the eddy covariance method (Schubert et al., 2012; Erkkilä et al., 2018), require thorough analysis, especially in the absence of direct data on the partial pressure of CH_4 in both the atmospheric and water layers.

On one hand, the possibility of a short-term methane flux from the atmosphere cannot be ruled out, related to the seasonal increase in background CH_4 concentrations (Nikitin et al., 2024a; Nikitin et al., 2024b), a decrease in water temperature, and changes in the balance between methane production and oxidation. On the other hand, technical limitations must be considered: unlike the closed-path LI-7200RS gas analyzer used for measuring CO_2, methane was measured by the open-path LI-7700 gas analyzer, and its readings during the cold season should be viewed with some caution. Additionally, the influence of optical contamination cannot be ruled out (despite the presence of an internal cleaning system for the lower mirror) – in October and November, the instrument's signal strength was low, requiring software amplification, which could have affected measurement accuracy. To clarify the nature and mechanisms of these processes, further studies are needed, including direct parallel measurements of methane concentrations in both the water and atmosphere, as well as assessing the activity of methanotrophic and methanogenic microbial communities.

During the winter period, the formation of ice cover significantly limits gas exchange, which led to the stabilization of greenhouse gas fluxes around zero values in December. The obtained results highlight the complex nature of the seasonal dynamics of GHG fluxes in the reservoir, driven by the combination of biological, physicochemical, and meteorological factors, including temperature, wind impact, and ice formation, all of which jointly determine the behavior of CH_4 and CO_2 at the water–atmosphere interface.

4. Conclusions

The initial results of the experimental assessment of greenhouse gas fluxes at the Kuibyshev Reservoir, carried out using the eddy covariance method, revealed characteristic flux amplitudes as well as patterns of their diurnal and seasonal dynamics. The summer–autumn period is characterized by pronounced methane emissions, while carbon dioxide shows daytime uptake during the warm months (August–September). The observed seasonal dynamics are driven by a combination of biological, physicochemical, and meteorological factors. The obtained data confirm the trends previously described for other temperate water bodies but also provide refinements through continuous, high-frequency EC measurements. The use of the EC method allows for the detection of short-term peak emissions and reverse fluxes that may be missed by chamber-based or calculation-based approaches. This is crucial for accurately assessing the contribution of reservoirs to regional and global carbon budgets. Without the use of the EC method, the magnitude of methane emissions – especially during periods of high turbulence or shifts in concentration gradients – would likely be significantly underestimated. Further expansion of the stationary EC monitoring network across different types of inland water bodies and climate zones could greatly enhance the accuracy of global CH_4 and CO_2 flux estimates from continental aquatic surfaces.

Acknowledgements

The work was funded by the subsidy allocated to Kazan Federal University for the state assignment in the sphere of scientific activities (No. FZSM-2024-0004).

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Baldocchi A.K., Reed D.E., Loken L.C. et al. 2020. Comparing spatial and temporal variation of lake-atmosphere carbon dioxide fluxes using multiple methods. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 125(12): e2019JG005623. DOI: 10.1029/2019jg005623

Barros N., Cole J.J., Tranvik L.J. et al. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. Nature Geoscience 4(9): 593–596. DOI: 10.1038/ngeo1211

Bastviken D., Tranvik L.J., Downing J.A. et al. 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. Science 331(6013): 50. DOI: 10.1126/science.1196808

Bauduin T., Gypens N., Borges A.V. 2025. Sub-daily variability of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from two urban ponds in Brussels (Belgium). Journal of Environmental Management 373: 123627. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123627

Beaulieu J.J., Waldo S., Balz D.A. et al. 2020. Methane and carbon dioxide emissions from reservoirs: controls and upscaling. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 125(12): e2019JG005474. DOI: 10.1029/2019jg005474

Berberich M.E., Beaulieu J.J., Hamilton T.L. et al. 2019. Spatial variability of sediment methane production and methanogen communities within a eutrophic reservoir: importance of organic matter source and quantity. Limnology and Oceanography 65(6): 1336–1358. DOI: 10.1002/lno.11392

Berg P., Pace M.L., Buelo C.D. 2020. Air–water gas exchange in lakes and reservoirs measured from a moving platform by underwater eddy covariance. Limnology and Oceanography: Methods 18(8): 424–436. DOI: 10.1002/lom3.10373

Burba G. 2022. Eddy covariance method for scientific, regulatory, and commercial applications. Lincoln, Nebraska: LI-COR Biosciences. ISBN: 978-0-578-97714-0.

Burba G.G., Kurbatova Yu.A., Kuricheva O.A. et al. 2016. Metod turbulentnykh pul'satsiy. Eddy covariance method. Short practical guide. Moscow: LI-COR Biosciences, Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Deemer B.R., Harrison J.A., Li S. et al. 2016. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. BioScience 66(11): 949–964. DOI: 10.1093/biosci/biw117

Deemer B.R., Harrison J.A., Li S. et al. 2020. Data from: Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis [Dataset]. Dryad. DOI: 10.5061/dryad.d2kv0

Erkkilä K.M., Ojala A., Bastviken D. et al. 2018. Methane and carbon dioxide fluxes over a lake: comparison between eddy covariance, floating chambers and boundary layer method. Biogeosciences 15(2): 429–445. DOI: 10.5194/bg-15-429-2018

Erland B.M., Thorpe A.K., Gamon J.A. 2022. Recent advances toward transparent methane emissions monitoring: a review. Environmental Science & Technology 56(23): 16567–16581. DOI: 10.1021/acs.est.2c02136

Eugster W., Kling G., Jonas T. et al. 2003. CO2 exchange between air and water in an Arctic Alaskan and midlatitude Swiss lake: Importance of convective mixing. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 108(D12): 1–20. DOI: 10.1029/2002jd002653

Flerlage H., Velders G.J.M., de Boer J. 2021. A review of bottom-up and top-down emission estimates of hydrofluorocarbons (HFCs) in different parts of the world. Chemosphere 283: 131208. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131208

Gafurov A., Usmanov B., Khomyakov P. 2024. Modelling of Kuibyshev reservoir shallow water depths by bathymetric surveys and multispectral UAV imagery data: a case study. BIO Web of Conferences 126: 01047. DOI: 10.1051/bioconf/202412601047

Goldenfum J.A. 2010. GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs. London: International Hydropower Association (IHA). ISBN 978-0-9566228-0-8.

Golub M., Koupaei-Abyazani N., Vesala T. et al. 2023. Diel, seasonal, and inter-annual variation in carbon dioxide effluxes from lakes and reservoirs. Environmental Research Letters 18(3): 034046. DOI: 10.1088/1748-9326/acb834

Grechushnikova M.G., Repina I.A., Frolova N.L. et al. 2023. Methane concentration and fluxes in Volga River reservoirs. Izvestiya RAN. Seriya geograficheskaya [Proceedings of the Russian Academy of Sciences. Geographical Series] 87(6): 899–913. DOI: 10.31857/S2587556623060080 (in Russian)

Gruca-Rokosz R., Cieśla M. 2021. Sediment methane production within eutrophic reservoirs: the importance of sedimenting organic matter. Science of The Total Environment 799: 149219. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149219

Hamdan L.J., Wickland K.P. 2016. Methane emissions from oceans, coasts, and freshwater habitats: New perspectives and feedbacks on climate. Limnology and Oceanography 61(S1): S3–S12. DOI: 10.1002/lno.10449

Harrison J.A., Prairie Y.T., Mercier-Blais S. et al. 2021. Year-2020 global distribution and pathways of reservoir methane and carbon dioxide emissions according to the greenhouse gas from reservoirs (G-res) model. Global Biogeochemical Cycles 35(6): e2020GB006888. DOI: 10.1029/2020gb006888

Hounshell A.G., D'Acunha B.M., Breef-Pilz A. et al. 2023. Eddy covariance data reveal that a small freshwater reservoir emits a substantial amount of carbon dioxide and methane. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 128(3): e2022JG007091. DOI: 10.1029/2022jg007091

Huotari J., Ojala A., Peltomaa E. et al. 2011. Long-term direct CO2 flux measurements over a boreal lake: five years of eddy covariance data. Geophysical Research Letters 38(18): L18401. DOI: 10.1029/2011gl048753

Iakunin M., Stepanenko V., Salgado R. et al. 2020. Numerical study of the seasonal thermal and gas regimes of the largest artificial reservoir in western Europe using the LAKE 2.0 model. Geoscientific Model Development 13(8): 3475–3488. DOI: 10.5194/gmd-13-3475-2020

IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K. et al. (Eds). Japan: IGES. ISBN 4-88788-032-4. URL: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html (accessed: 22.07.2025)

Isidorova A., Grasset C., Mendonça R. et al. 2019. Methane formation in tropical reservoirs predicted from sediment age and nitrogen. Scientific Reports 9(1): 1–9. DOI: 10.1038/s41598-019-47346-7

Jensen S.A., Webb J.R., Simpson G.L. et al. 2022. Seasonal variability of CO2, CH4, and N2O content and fluxes in small agricultural reservoirs of the northern Great Plains. Frontiers in Environmental Science 10: 895531. DOI: 10.3389/fenvs.2022.895531

Johnson M.S., Matthews E., Bastviken D. et al. 2021. Spatiotemporal methane emission from global reservoirs. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 126(8): e2021JG006305. DOI: 10.1029/2021jg006305

Latypova V.Z., Stepanova N.Yu., Kondratyeva T.A. et al. 2023. Monitoring of Kuibyshev reservoir surface water in the area of the "Carbon - Povolgye" polygon water section. Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii [Russian Journal of Applied Ecology] 4(36): 39–49. DOI: 10.24852/2411-7374.2023.4.39.49 (in Russian)

Lehner B., Liermann C.R., Revenga C. et al. 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. Frontiers in Ecology and the Environment 9(9): 494–502. DOI: 10.1890/100125

Liu B., Li Z., Wang J. et al. 2023. Thin boundary layer model underestimates greenhouse gas diffusion from inland waterways. Environmental Research 233: 116472. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116472

Lomov V., Stepanenko V., Grechushnikova M. et al. 2024. Mechanistic modeling of the variability of methane emissions from an artificial reservoir. Water 16(1): 76. DOI: 10.3390/w16010076

Lomov V.A. 2021. Methods for instrumental assessment of methane emission in reservoirs. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 8 34(1): 012032. DOI: 10.1088/1755-1315/834/1/012032

Lorke A., Bodmer P., Noss C. et al. 2015. Technical note: drifting versus anchored flux chambers for measuring greenhouse gas emissions from running waters. Biogeosciences 12(23): 7013–7024. DOI: 10.5194/bg-12-7013-2015

Long M.H. 2021. Aquatic biogeochemical eddy covariance fluxes in the presence of waves. Journal of Geophysical Research: Oceans 126(2): e2020JC016637. DOI: 10.1029/2020JC016637

Ma S., Worden J.R., Bloom A.A. et al. 2021. Satellite constraints on the latitudinal distribution and temperature sensitivity of wetland methane emissions. AGU Advances 2(3): e2021AV000408. DOI: 10.1029/2021av000408

Martínez-García A., Peralta-Maraver I., Rodríguez-Velasco E. et al. 2024. Particulate organic carbon sedimentation triggers lagged methane emissions in a eutrophic reservoir. Limnology and Oceanography Letters 9(3): 247–257. DOI: 10.1002/lol2.10379

Moras S., Zellmer U.R., Hiltunen E. et al. 2024. Predicting methane formation rates of freshwater sediments in different biogeographic regions. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(1): e2023JG007463. DOI: 10.1029/2023jg007463

Morin T.H., Bohrer G., Naor-Azrieli L. et al. 2014. The seasonal and diurnal dynamics of methane flux at a created urban wetland. Ecological Engineering 72: 74–83. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.02.002

Naslund L.C., Mehring A.S., Rosemond A.D. et al. 2024. Toward more accurate estimates of carbon emissions from small reservoirs. Limnology and Oceanography 69(6): 1350–1364. DOI: 10.1002/lno.12577

Nicholls D., Barnes F., Acrea F. et al. 2015. Top-down and bottom-up approaches to greenhouse gas inventory methods – a comparison between national- and forest-scale reporting methods. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-906. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Nikitin O.V., Latypova V.Z., Stepanova N.Yu. et al. 2022. Water site of the Volga Carbon Polygon in the Republic of Tatarstan. In: Biodiagnostics of natural and natural-technogenic systems. Kirov: Vyatka State University, pp. 28–33. (in Russian)

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Kondratyeva T.A. et al. 2024. Spatiotemporal dynamics of phytoplankton blooms in Kuibyshev Reservoir based on satellite remote sensing data. Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa [Current problems in remote sensing of the earth from space] 21(6): 284–293. DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-6-284-293 (in Russian)

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Kuzmin R.S. et al. 2024. Estimation of atmospheric methane levels over the Republic of Tatarstan (Russia) territory in 2019–2023 using satellite remote sensing data: effects of anthropogenic and climate drivers. E3S Web of Conferences 498: 02008. DOI: 10.1051/e3sconf/202449802008

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Gubeeva S.S. et al. 2024. Assessment of methane levels throughout a temperate reservoir area using remote sensing data. E3S Web of Conferences 555: 01009. DOI: 10.1051/e3sconf/202455501009

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Kuzmin R.S. et al. 2025. Assessment of greenhouse gas emissions from the Kuibyshev reservoir using the G-res model. In: Lakes of Eurasia: problems and solutions. Kazan: Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, pp. 459–464. ISBN: 978-5-9690-1336-0 (in Russian)

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Shevchuk K.A. et al. 2025. Assessment of methane emissions in shallow waters of Kuibyshev reservoir using floating chamber method. In: Actual problems of ecology and nature management. Moscow: RUDN University, pp. 327–331. (in Russian)

Pilla R.M., Faehndrich C.S., Fortner A.M. et al. 2024. Shifts in carbon emissions versus sequestration from hydropower reservoirs in the southeastern United States. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(7): e2023JG007580. DOI: 10.1029/2023jg007580

Podgrajsek E., Sahlée E., Bastviken D. et al. 2014. Comparison of floating chamber and eddy covariance measurements of lake greenhouse gas fluxes. Biogeosciences 11(15): 4225–4233. DOI: 10.5194/bg-11-4225-2014

Podgrajsek E., Sahlée E., Rutgersson A. 2014. Diurnal cycle of lake methane flux. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 119(3): 236–248. DOI: 10.1002/2013jg002327

Podgrajsek E., Sahlée E., Rutgersson A. 2015. Diel cycle of lake-air CO2 flux from a shallow lake and the impact of waterside convection on the transfer velocity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 120(1): 29–38. DOI: 10.1002/2014jg002781

Rosentreter J.A., Borges A.V., Deemer B.R. et al. 2021. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. Nature Geoscience 14(4): 225–230. DOI: 10.1038/s41561-021-00715-2

Scholz K., Ejarque E., Hammerle A. et al. 2021. Atmospheric CO_2 exchange of a small mountain lake: limitations of eddy covariance and boundary layer modeling methods in complex terrain. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 126(7): e2021JG006286. DOI: 10.1029/2021jg006286

Schubert C.J., Diem T., Eugster W. 2012. Methane emissions from a small wind shielded lake determined by eddy covariance, flux chambers, anchored funnels, and boundary model calculations: a comparison. Environmental Science & Technology 46(8): 4515–4522. DOI: 10.1021/es203465x

Semerjian H.G., Wong T.M., Whetstone J.R. 2024. NIST greenhouse gas measurements program: a decade of critical accomplishments. NIST Technical Note (TN) 2291. DOI: 10.6028/nist.tn.2291

Shahady T. 2024. Hydropower reservoirs as arbiters of climate change. In: Inland Waters – Ecology, Limnology, and Environmental Protection. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.1005111

Sogachev A.F., Repina I.A., Kozhevnikova M.V. et al. 2024. Assessment of the impact area on water-atmosphere gas exchange in the coastal zone: the case of the water site of the Volga Carbon Polygon. In: Turbulence, dynamics of the atmosphere and climate. Moscow: Fizmatkniga, pp. 197. (in Russian)

St. Louis V.L., Kelly C.A., Duchemin É. et al. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. BioScience 50(9): 766. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0766:rsasog]2.0.co;2

Stepanenko V., Mammarella I., Ojala A. et al. 2016. LAKE 2.0: A model for temperature, methane, carbon dioxide and oxygen dynamics in lakes. Geoscientific Model Development 9(5): 1977–2006. DOI: 10.5194/gmd-9-1977-2016

Stepanenko V.M., Machul'skaya E.E., Glagolev M.V. et al. 2011. Numerical modeling of methane emissions from lakes in the permafrost zone. Izvestiya - Atmospheric and Oceanic Physics 47(2): 252–264. DOI: 10.1134/s0001433811020113

Thirkill R.H., Ramón C.L., Oldroyd H.J. et al. 2024. Navigating greenhouse gas emission unknowns: a hydroacoustic examination of mediterranean climate reservoirs. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(12): e2024JG008080. DOI: 10.1029/2024jg008080

Thottathil S.D., Reis P.C.J., Prairie Y.T. 2019. Methane oxidation kinetics in northern freshwater lakes. Biogeochemistry 143: 105–116. DOI: 10.1007/s10533-019-00552-x

Varis O., Kummu M., Härkönen S. et al. 2012. Greenhouse gas emissions from reservoirs. In: Tortajada C., Altinbilek D., Biswas A. (Eds), Impacts of Large Dams: A Global Assessment. Berlin: Springer, pp. 69–94. ISBN: 978-3-642-23570-2. DOI: 10.1007/978-3-642-23571-9_4

Vesala T., Eugster W., Ojala A. 2012. Eddy covariance measurements over lakes. In: Aubinet M., Vesala T., Papale D. (Eds), Eddy Covariance. Dordrecht: Springer, pp. 365–376. ISBN: 978-94-007-2350-4. DOI: 10.1007/978-94-007-2351-1_15

Waldo S., Beaulieu J.J., Barnett W. et al. 2021. Temporal trends in methane emissions from a small eutrophic reservoir: the key role of a spring burst. Biogeosciences 18: 5291–5311. DOI: 10.5194/bg-18-5291-2021

Yang P., Huang J., Yang H. et al. 2021. Diffusive CH4 fluxes from aquaculture ponds using floating chambers and thin boundary layer equations. Atmospheric Environment 253: 118384. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.118384

Zhang S., Ma J., Zhang X. et al. 2023. Atmospheric remote sensing for anthropogenic methane emissions: Applications and research opportunities. Science of The Total Environment 893: 164701. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164701

Оригинальная статья

Потоки парниковых газов (CH_4, CO_2) с поверхности Куйбышевского водохранилища: исследование методом турбулентных пульсаций

Никитин О.В.[1]*, Степанова Н.Ю.[2], Аухадеев Т.Р.[2], Латыпова В.З.[2]

[1] *ООО «Экоаудит», ул. Сеченова, 17, Казань, 420061, Россия*
[2] *Казанский федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, 420008, Россия*

АННОТАЦИЯ. В работе представлены результаты оценки потоков парниковых газов (метана и углекислого газа) с поверхности Куйбышевского водохранилища (Россия) методом турбулентных пульсаций (eddy covariance) с использованием газоанализаторов LI-7700 (CH_4) и LI-7200RS (CO_2/H_2O). Измерения проводились в августе–декабре 2024 года на мелководном участке (2–4 м) водохранилища в пределах водного кластера карбонового полигона «Карбон – Поволжье» (Республика Татарстан, Россия). Результаты показали, что водоём является источником метана и углекислого газа, с максимальной эмиссией в августе–сентябре (52,84 ± 22,49 и 47,53 ± 27,06 мг CH_4 $м^{-2}$·$сут^{-1}$; 2,32 ± 1,70 и 2,54 ± 1,75 г CO_2 $м^{-2}$·$сут^{-1}$ соответственно). В то же время для углекислого газа в августе–сентябре фиксировался и выраженный дневной сток, обусловленный фотосинтетической активностью фитопланктона. Осенью, наряду с эмиссией, периодически регистрировался обратный поток метана из атмосферы в водную толщу. Зимой газообмен минимизировался из-за ледового покрова. Сезонная изменчивость потоков определяется сочетанием биологических процессов (продукция и окисление метана, фотосинтез), физических факторов (температура воды, концентрационные градиенты, турбулентное перемешивание) и метеорологических условий (ветровое воздействие, установление ледового покрова). Метод турбулентных пульсаций позволяет получать непрерывные данные с высокой временной разрешающей способностью и учитывать пространственную гетерогенность водной поверхности. Полученные данные важны для уточнения вклада водохранилищ в региональный углеродный баланс и глобальный углеродный цикл, а также демонстрируют преимущества применения метода турбулентных пульсаций в подобных исследованиях.

Ключевые слова: парниковые газы, метан, углекислый газ, метод турбулентных пульсаций, Куйбышевское водохранилище, карбоновый полигон «Карбон – Поволжье»

Для цитирования: Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Аухадеев Т.Р., Латыпова В.З. Потоки парниковых газов (CH_4, CO_2) с поверхности Куйбышевского водохранилища: исследование методом турбулентных пульсаций // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 995-1012. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-995

1. Введение

Водохранилища занимают важное место в структуре современных ландшафтов, выполняя широкий спектр хозяйственных функций, включая выработку гидроэнергии, управление водными ресурсами, контроль наводнений, обеспечение водоснабжения, рекреацию и судоходство (Lehner et al., 2011; Deemer et al., 2016). Помимо этого, они играют значительную роль в поддержании экологических функций, таких как регулирование гидрологических процессов, поддержание биоразнообразия и участие в круговороте веществ. В контексте углеродного цикла водохранилища являются как накопителями, так и источниками углерода, влияя на локальные и глобальные биогеохимические процессы. Они участвуют в переработке как аллохтонного органического вещества, поступающего с водосборного бассейна, так и автохтонного, образующегося в водоёме в процессе жизнедеятельности гидробионтов и разложения детрита. Эти вещества подвергаются физико-химической и биологической трансформации, в результате чего образуются углекислый газ (CO_2) и метан (CH_4), что существенно влияет на глобальный бюджет парниковых газов (St. Louis et al., 2000; Barros et al., 2011; Bastviken et al.,

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: olnova@mail.ru (О.В. Никитин)

Поступила: 02 августа 2025; ***Принята:*** 19 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

2011; Varis et al., 2012; Deemer et al., 2016; Hamdan and Wickland, 2016; Beaulieu et al., 2020; Johnson et al., 2021; Martínez-García et al., 2024; Nikitin et al., 2024b). Последние исследования показывают, что метан, образующийся в водных системах, может превышать по объёму прямые антропогенные выбросы, включая выбросы от сельского хозяйства и использования ископаемого топлива. В совокупности водные экосистемы, включая водно-болотные угодья, могут обеспечивать не менее половины глобального бюджета выбросов CH_4 (Rosentreter et al., 2021). Оценка эмиссии и стока парниковых газов (ПГ) с поверхности водохранилищ является ключевым элементом для понимания их вклада в глобальный углеродный цикл, а также для разработки эффективных мер по смягчению последствий климатических изменений (Goldenfum, 2010; Shahady, 2024).

Водоёмы, включая водохранилища, представляют собой сложные экосистемы, где эмиссия ПГ определяется множеством факторов, включая гидрологические, биогеохимические и климатические условия. Разнообразие процессов, происходящих в этих экосистемах, требует применения комплексных методов оценки, способных учитывать как глобальные тенденции, так и локальные особенности (Harrison et al., 2021). В современной практике для этого выделяют три основных подхода: «сверху вниз» (нисходящее моделирование – top-down), «снизу вверх» (восходящее моделирование – bottom-up) и гибридный, объединяющий черты обоих направлений (IPCC, 2006; Nicholls et al., 2015; Flerlage et al., 2021; Ma et al., 2021; Erland et al., 2022; Zhang et al., 2023; Semerjian et al., 2024).

Подход «снизу вверх» основывается на локальных измерениях и детальном изучении процессов, происходящих на уровне отдельных водоёмов. Этот метод предполагает использование полевых данных и параметризацию механизмов, таких как поступление и разложение органического вещества, метаногенез и метанотрофия, дыхание и фотосинтез и других, для оценки эмиссии и стока парниковых газов (Berberich et al., 2019; Isidorova et al., 2019; Thottathil et al., 2019; Gruca-Rokosz and Cieśla, 2021; Moras et al., 2024). Методы измерения потоков CH_4 и CO_2 в рамках данного подхода включают использование стационарных или дрейфующих плавающих камер (floating chamber, FC), инвертированных воронок и эхолотов, модели тонкого пограничного слоя (thin boundary layer, TBL) или турбулентных пульсаций (вихревой ковариации, МТП – eddy covariance, EC), позволяющих получить точные данные о газообмене на границе вода-атмосфера (Schubert et al., 2012; Podgrajsek et al., 2014a; Lorke et al., 2015; Erkkilä et al., 2018; Lomov, 2021; Yang et al., 2021; Hounshell et al., 2023; Liu et al., 2023; Thirkill et al., 2024). Кроме того, локальные модели, основанные на биогеохимических процессах, используют данные об интенсивности поступления органического вещества в водоём, температуре, уровне pH, содержании кислорода и других характеристиках, которые определяют интенсивность потоков ПГ (Stepanenko et al., 2011; 2016; Iakunin et al., 2020; Lomov et al., 2024).

Основным преимуществом подхода является высокая точность, достигаемая благодаря учету специфических условий конкретного водоёма, таких как локальная гидродинамика, структура донных отложений или микробиологическая активность. Это делает его особенно эффективным для оценки эмиссий на уровне отдельных водных объектов или ограниченных территорий, где требуется высокая степень детализации. Кроме того, метод позволяет учитывать особенности функционирования экосистемы и гибко адаптироваться к специфике каждого водоёма (Waldo et al., 2021; Naslund et al., 2024). Однако у подхода также есть свои ограничения. Он требует значительных временных и финансовых ресурсов для проведения полевых исследований, а также сложного и трудоёмкого анализа данных. Применение метода на крупных акваториях усложняется из-за необходимости масштабирования результатов, а сезонная и межгодовая изменчивость процессов может привести к дополнительным трудностям в интерпретации результатов. Несмотря на это, подход «снизу вверх» остаётся незаменимым инструментом для детализированных исследований потоков парниковых газов и разработки локальных моделей, что делает его ключевым элементом комплексной оценки эмиссий и стока ПГ с водоёмов.

Метод турбулентных пульсаций является современным и высокоточным инструментом для количественной оценки обмена газов между поверхностью водоёмов и атмосферой (Berg et al., 2020). Принцип метода основан на измерении мгновенных флуктуаций вертикальной составляющей скорости ветра и концентрации исследуемого газа (Бурба и др., 2016). Анализ совместных временных рядов этих параметров позволяет определить поток газа, обусловленный турбулентным переносом, что делает метод одним из наиболее эффективных и информативных инструментов для изучения эмиссии парниковых газов с поверхности водных объектов (Waldo et al., 2021; Long, 2021).

Основное преимущество метода турбулентных пульсаций заключается в возможности непрерывного и автоматизированного мониторинга потоков газов на масштабах от нескольких минут до сезонов, что обеспечивает получение данных с высокой временной разрешающей способностью. Кроме того, метод позволяет оценивать интегральные потоки на крупных пространственных масштабах, исключая необходимость локальных измерений (Morin et al., 2014). Это особенно важно для оценки потоков на гетерогенных поверхностях, где локальные методы, такие как плавучие камеры, могут давать ограниченное представление. Однако применение метода турбулентных пульсаций сопряжено с рядом технических и методологических сложностей. На водных объектах точность измерений может снижаться из-за низкой скорости ветра, турбулентных эффектов от окружающей растительности, а также влияния температурной стратификации и микрометеорологических условий. Для

успешного использования метода необходима тщательная калибровка оборудования, контроль условий измерений и применение методов фильтрации данных для исключения шумов и артефактов (Vesala et al., 2012; Бурба и др., 2016; Burba, 2022).

Несмотря на ограничения, метод турбулентных пульсаций широко используется в экологических и климатических исследованиях благодаря его универсальности, высокой точности и возможности получения данных в реальном времени. Включение результатов, полученных с использованием EC, в региональные и глобальные модели эмиссии парниковых газов способствует более точной оценке углеродного цикла и роли водоёмов в климатических процессах (Huotari et al., 2011; Baldocchi et al., 2020; Scholz et al., 2021; Golub et al., 2023).

Цель данной работы – количественная оценка потоков метана и углекислого газа с поверхности Куйбышевского водохранилища методом турбулентных пульсаций.

2. Материалы и методы

Куйбышевское водохранилище (КВ) расположено в Среднем Поволжье и Нижнем Прикамье Европейской части России. Оно было создано в 1955–1957 гг. при строительстве плотины Жигулёвской ГЭС (ранее Куйбышевская ГЭС) на р. Волге вблизи Жигулёвска и Тольятти в Самарской области. Куйбышевское водохранилище является крупнейшим в Волжско-Камском каскаде и одним из крупнейших в мире. Водохранилище занимает площадь 5900 км^2 и имеет общую емкость 57,3 км^3. Акватория КВ имеет сложную конфигурацию: на всем протяжении обширные озерные участки (15–20 км) чередуются с узкими проливами, ширина которых не превышает 3–5 км (Никитин и др., 2024).

Оценка потоков парниковых газов проводилась в акватории водного участка карбонового полигона «Карбон – Поволжье» (Никитин и др., 2022; Латыпова и др., 2023) в период с 7 августа по 16 декабря 2024 года. Участок представляет собой открытое мелководье КВ, с глубинами 2–4 м (Gafurov et al., 2024). С севера участок ограничен береговой линией, с юга – полукруглым вытянутым островом, представляющим собой остаток грядовых возвышенностей затопленной поймы реки Волги.

Для проведения измерений использовалось следующее основное оборудование: инфракрасные газоанализаторы открытого типа LI-7700 (CH_4) и закрытого типа LI-7200RS (CO_2/H_2O) (LI-COR, США), а также ультразвуковой трёхосевой (3D) анемометр uSonic-3 Cage MP (Metek, Германия). Оборудование размещалось на стационарно заякоренном понтоне (55°16′09.9″ с.ш., 49°16′48.6″ в.д.) на высоте около 2 м над поверхностью воды (Рис. 1). Использование плавучей платформы, компенсирующей колебания уровня воды, обеспечивало постоянную высоту EC-системы над поверхностью в течение всего периода наблюдений. Высота установки датчиков отражает баланс между сохранением адекватных частотных характеристик для регистрации турбулентных вихрей и зоной охвата измерений – футпринтом (Burba, 2022), представляющим интересующую область акватории. Для измерительных приборов данной площадки потенциальная зона влияния представлена преимущественно водной поверхностью (от 85 до 100 % в зависимости от направления и скорости ветра) (Согачев и др., 2024). Для измерения суммарной радиации (Rg, Вт·м$^{-2}$), использовался четырехкомпонентный радиометр-балансомер CNR4 (Kipp & Zonen, Нидерланды) с модулем обогрева и вентиляции. Для измерения температуры и влажности воздуха использовался комбинированный датчик HMP155 (Vaisala, Финляндия).

Измерения выполнялись с частотой 10 Гц и фиксировались регистратором данных (интерфейсный модуль LI-7550, модуль обработки данных SMARTFlux 2 (LI-COR, США)). Исходные данные с частотой 10 Гц обрабатывались в 30-минутные потоки с помощью программного обеспечения EddyPro 7 (LI-COR, США). Постобработка данных, фильтрация и заполнение пропусков выполнялись с использованием специализированного пакета REddyProc в программной среде R. Дальнейшая статистическая обработка проводилась в программе Statistica 10 (StatSoft, США). Из общей выборки исходных 30-минутных данных были отфильтрованы значения (выбросы), выходящие за пределы утроенного стандартного отклонения. Оставшиеся данные были усреднены посуточно с разделением на дневные (Rg > 0 Вт·м$^{-2}$) и ночные (Rg ≤ 0 Вт·м$^{-2}$) периоды, а также выполнено помесячное осреднение.



Рис.1. Плавучая платформа с оборудованием для оценки потоков парниковых газов методом турбулентных пульсаций в акватории Куйбышевского водохранилища (https://kpfu.ru/ecology/karbon-povolzhe, фото: В.Е. Прохоров).

Результаты представлены в виде среднего арифметического значения ± стандартное отклонение (Среднее ± Ст.откл.). На рисунках дополнительно отображена медиана для визуализации распределения данных. При интерпретации направленности потоков использовали следующее соглашение: положительные значения соответствуют эмиссии ПГ с водной поверхности в атмосферу, отрицательные – стоку из атмосферы.

3. Результаты и обсуждение

За период наблюдений был зафиксирован характерный для региона ход температуры воздуха (Рис. 2) с диапазоном среднесуточных значений от 18,8 ± 2,7 ˚C в августе до –3,5 ± 3,5 ˚C в декабре. Суммарная радиация (Rg) также демонстрировала выраженную сезонную динамику (Рис. 3): максимальные значения достигали 861 Вт·м$^{-2}$ в августе и всего 183 Вт·м$^{-2}$ в декабре, что отражает изменения в длительности светового дня и облачности.

Результаты выполненных наблюдений с использованием ЕС показывают, что рассматриваемая акватория Куйбышевского водохранилища в целом является источником ПГ (Рис. 4–6). Однако характер эмиссии углекислого газа и метана имеет свои особенности. В случае метана водная поверхность, как правило, остаётся постоянным источником газа, независимо от времени суток. Из литературных данных известно, что максимальная интенсивность потока CH_4 может наблюдаться как в ночное время (Podgrajsek et al., 2014b), так и в дневное (Morin et al., 2014). В некоторых случаях внутрисуточные различия оказываются слабо выраженными или переменчивыми: в одно время преобладают ночные значения, в другое – дневные, причём закономерности этих изменений остаются неочевидными (Waldo et al., 2021).

В рамках наших наблюдений (Рис. 4), наибольшая эмиссия CH_4 была зафиксирована в дневное время в августе – 0,71 ± 0,45 мкг CH_4 м$^{-2}$·с$^{-1}$ (по сравнению с 0,44 ± 0,35 мкг CH_4 м$^{-2}$·с$^{-1}$ ночью), тогда как в сентябре чуть более высокая эмиссия наблюдалась ночью – 0,59 ± 0,53 мкг CH_4 м$^{-2}$·с$^{-1}$ (против 0,56 ± 0,57 мкг CH_4 м$^{-2}$·с$^{-1}$ днём). В остальные месяцы эмиссия метана в дневное и ночное время оставалась на схожем уровне, с усреднёнными значениями, близкими к нулю.

Для углекислого газа наблюдается иной процесс (Podgrajsek et al., 2015; Bauduin et al., 2025): в дневное время, благодаря фотосинтетической активности фитопланктона, водоём может выступать в роли стока, поглощая CO_2. Этот эффект наиболее заметен в летние месяцы, когда интенсивность фотосинтеза достигает своего пика (Scholz et al., 2021; Golub et al., 2023). Аналогичные процессы, при которых продуктивность водорослей фактически приводит к секвестрации углекислого газа, описаны для различных водохранилищ мира (Pilla et al., 2024). Однако стоит подчеркнуть, что подобная суточная динамика не определяется одними лишь биологическими процессами, но также зависит от микрометеорологических и гидродинамических условий водоёма (Eugster et al., 2003). Схожую картину можно отметить и для Куйбышевского водохранилища (Рис. 5). В августе и сентябре преобладала ночная эмиссия CO_2, составлявшая 59,79 и 58,07 мкг CO_2 м$^{-2}$·с$^{-1}$ соответственно, по сравнению с дневным потоком в 2,64 и 1,91 мкг CO_2 м$^{-2}$·с$^{-1}$. В октябре разница уменьшилась, и значения эмиссии составили 21,14 мкг CO_2 м$^{-2}$·с$^{-1}$ ночью и 7,33 мкг CO_2 м$^{-2}$·с$^{-1}$ днём. В оставшиеся два месяца значения находились на сопоставимом уровне как в дневное, так и в ночное время. В течение рассматриваемого периода с августа по декабрь среднемесячная эмиссия CO_2 снижалась с максимальной до практически

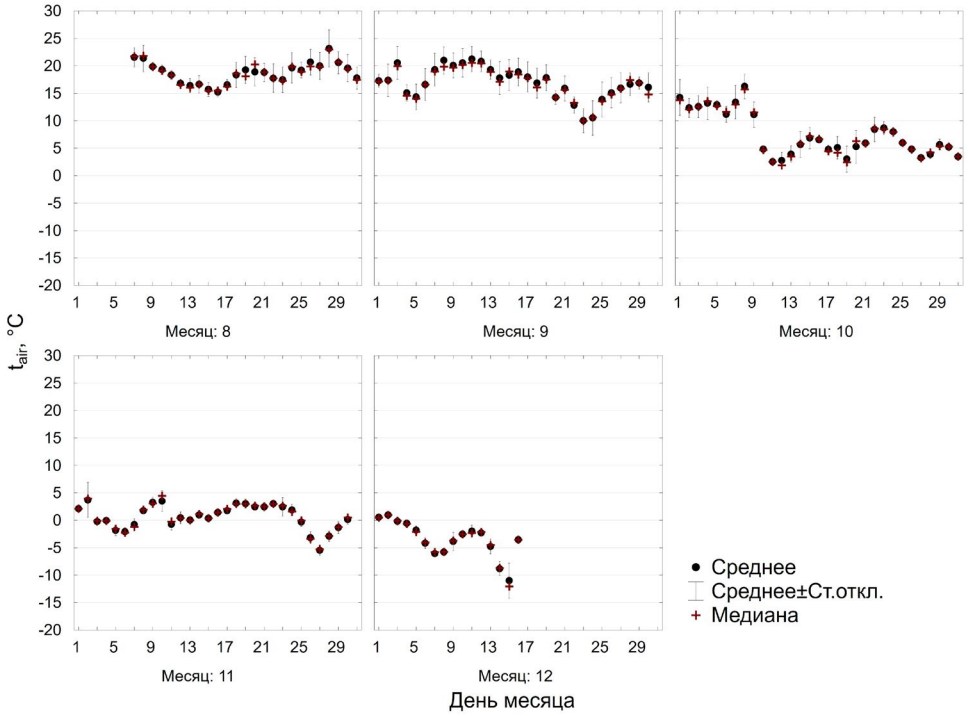


Рис.2. Динамика среднесуточной температуры приземного слоя атмосферного воздуха (t_{air}, ˚C) за период наблюдений.

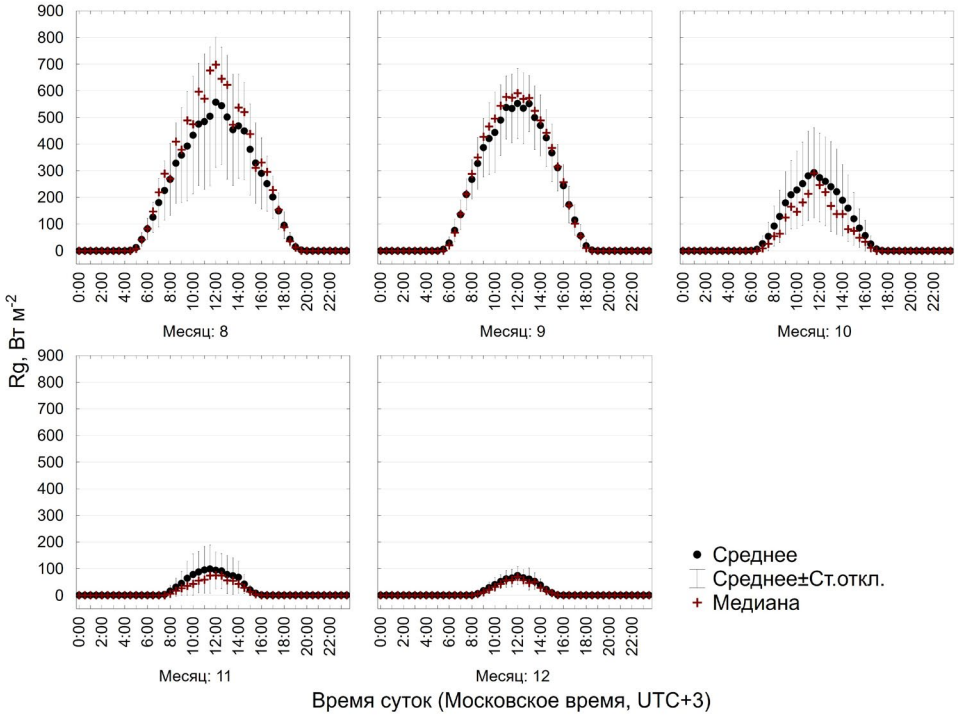


Рис.3. Суточная динамика суммарной радиации (Rg, Вт/м^2) по месяцам наблюдений.

нулевой в следующем ряду значений: 2,32 ± 1,70, 2,54 ± 1,75, 1,37 ± 0,68, 0,52 ± 0,42 и 0,10 ± 0,23 г CO_2 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ соответственно (Рис. 6). Полученные результаты согласуются с оценками эмиссии углекислого газа от Куйбышевского водохранилища по результатам моделирования – 1,34 г CO_2 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ (Никитин и др., 2025a), а также соотносятся с диапазонами значений, представленными в литературе для мезотрофных–эвтрофных водохранилищ, в соответствии с которыми эмиссия углекислого газа составляет в среднем 1,20–1,41 г CO_2 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ (Deemer et al., 2020).

Сезонная динамика метана с поверхности водохранилища демонстрирует положительный поток в августе и сентябре (Рис. 6). В эти месяцы зафиксированы максимальные значения эмиссии CH_4: средний поток составил 52,84 ± 22,49 мг CH_4 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ в августе и 47,53 ± 27,06 мг CH_4 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ в сентябре. Результаты в целом совпадают с оценкой потока метана на этом участке водохранилища, полученной методом плавучих камер (в июле–сентябре 2024 г.), в соответствии с которой удельный поток с акватории варьировал от 0 до 74,1 мг CH_4 м$^{-2}$·сут$^{-1}$, в среднем составляя 22,9 ± 16,2 мг CH_4 м$^{-2}$·сут$^{-1}$ (Никитин и др., 2025b), а также согласуются с результатами натурных измерений на водохранилищах Волжско-Камского каскада (Гречушникова и др., 2023).

Летний и раннеосенний периоды характеризуются высокими температурами воды (Латыпова и др., 2023; Никитин и др., 2025b), которые ускоряют микробную продукцию метана в придонных анаэробных слоях воды и донных отложениях. Повышенная температура также усиливает диффу-

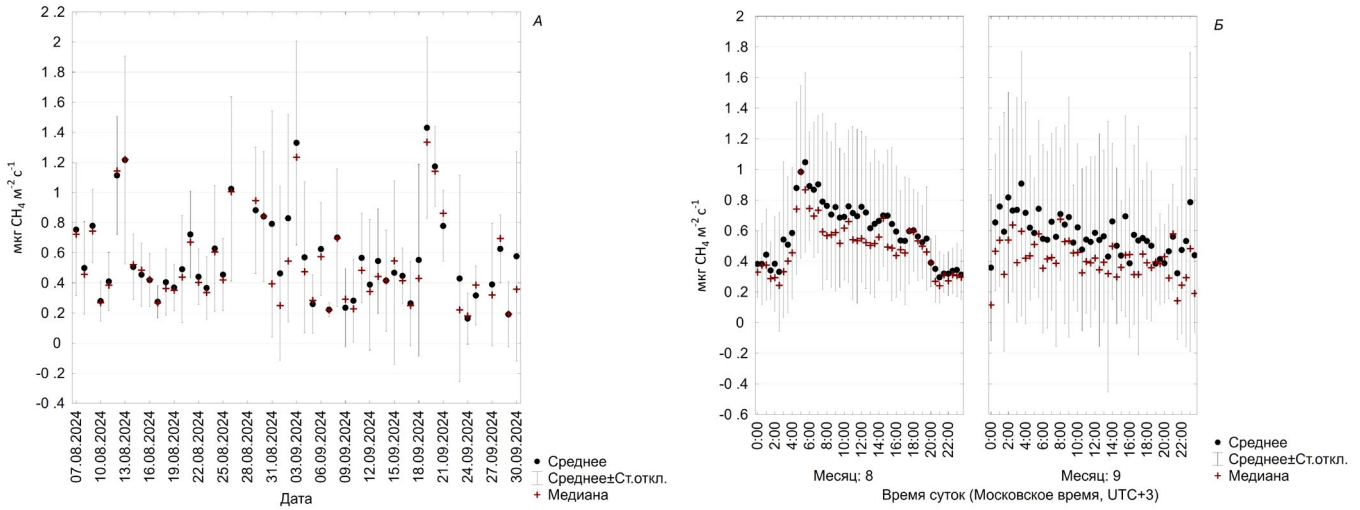


Рис.4. Оценка суточных (*А*) и субсуточных (Б) потоков метана (мкг CH_4 м$^{-2}$·с$^{-1}$) методом турбулентных пульсаций в акватории водного участка карбонового полигона (август–сентябрь 2024 г.).

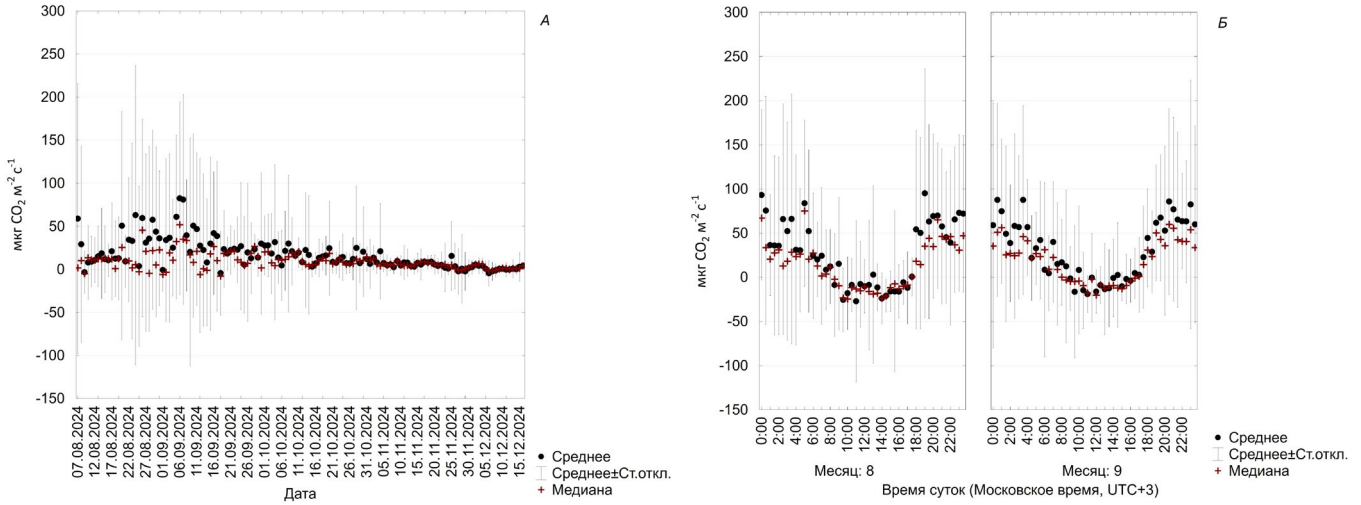


Рис.5. Оценка суточных (*А*) и субсуточных (Б) потоков углекислого газа (мкг CO_2 $м^{-2}·с^{-1}$) методом турбулентных пульсаций в акватории водного участка карбонового полигона (август–декабрь 2024 г.).

зию CH_4 из воды в атмосферу за счет высокой турбулентности в поверхностном слое воды, а тепловое перемешивание и ветровое волнение способствуют эффективному турбулентному переносу CH_4 к границе воздух–вода. Это приводит к активным выбросам метана из воды в атмосферу. Схожие результаты сезонной динамики наблюдаются и в других водоёмах мира (Huotari et al., 2011; Jensen et al., 2022; Hounshell et al., 2023), где пик эмиссии парниковых газов также приходится на конец лета – начало осени. Это, вероятно, может являться характерным паттерном для водоёмов умеренного климата.

В позднеосенний период (октябрь–ноябрь) в ряде случаев регистрировались отрицательные значения потока CH_4, что может указывать на возможность кратковременного переноса газа из атмосферы в водоём. Однако интерпретация этих данных требует осторожности, поскольку наблюдаемая картина могла отражать как реальные процессы газообмена, так и методические особенности измерений. Подобные явления, хотя и упоминаются в литературе при использовании метода турбулентных пульсаций (Schubert et al., 2012; Erkkilä et al., 2018), требуют тщательного анализа, особенно в отсутствие прямых данных о парциальном давлении CH_4 в атмосферном и водном слоях.

С одной стороны, нельзя исключить возможность кратковременного стока метана из атмосферы, связанного с сезонным ростом фоновых концентраций CH_4 (Nikitin et al., 2024a; Nikitin et al., 2024b), понижением температуры воды и изменением баланса между продукцией и окислением метана. С другой стороны, следует учитывать технические ограничения: в отличие от закрытого газоанализатора LI-7200RS, применявшегося для измерения CO_2, метан регистрировался открытым газоанализатором LI-7700, показания которого в холодный период года необходимо рассматривать с определённой долей осторожности. Дополнительно нельзя исключить и влияние загрязнения оптики (несмотря на наличие встроенного омывающего устройства для очистки нижнего зеркала) – в октябре и ноябре сила сигнала прибора была на низком уровне, что потребовало программного усиления и

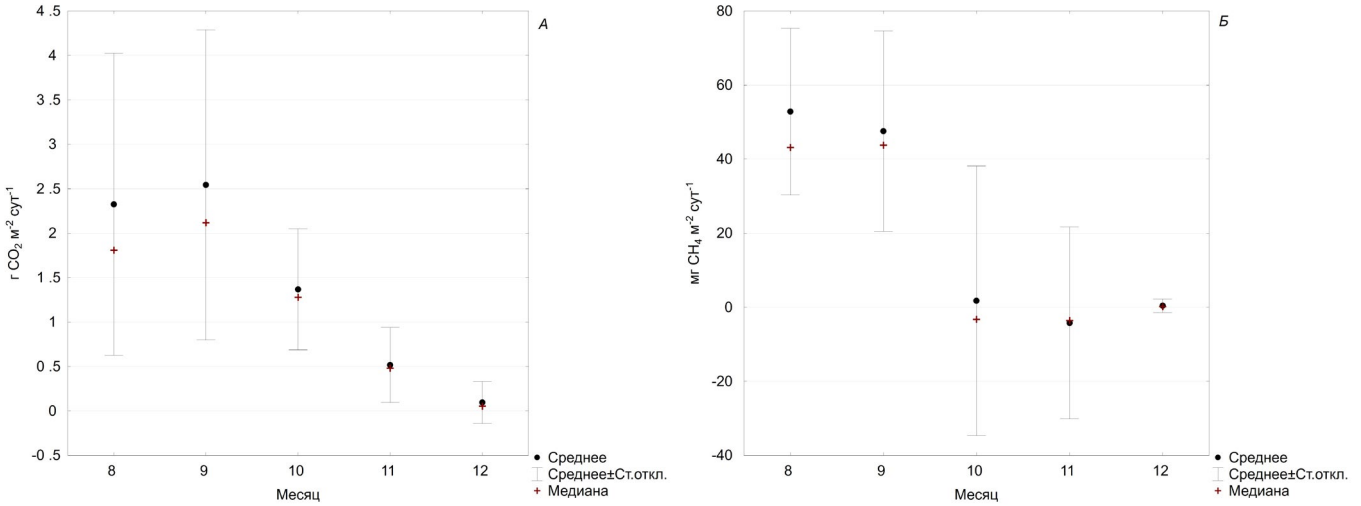


Рис.6. Оценка среднемесячных значений потоков парниковых газов (углекислого газа (А), г CO_2 $м^{-2}·сут^{-1}$; метана (Б), мг CH_4 $м^{-2}·сут^{-1}$) методом турбулентных пульсаций в акватории водного участка карбонового полигона за период с августа по декабрь 2024 г. Данные по потокам CH_4 за октябрь и ноябрь следует интерпретировать с осторожностью из-за повышенной неопределённости измерений (см. пояснения в тексте).

могло повлиять на точность измерений. Для уточнения характера и механизмов этих процессов в дальнейшем необходимы дополнительные исследования, включающие прямые параллельные измерения концентраций метана в воде и атмосфере, а также оценку активности метанотрофных и метаногенных микробных сообществ.

В зимний период установление ледового покрова существенно ограничивает газообмен, что в декабре привело к стабилизации потоков парниковых газов около нулевых значений. Полученные результаты подчёркивают сложный характер сезонной динамики потоков ПГ в водохранилище, обусловленной сочетанием биологических, физико-химических и метеорологических факторов, включая температуру, ветровое воздействие и ледостав, которые совместно определяют поведение CH_4 и CO_2 на границе раздела вода–атмосфера.

4. Выводы

Первичные результаты экспериментальной оценки потоков парниковых газов на Куйбышевском водохранилище, выполненные с использованием метода турбулентных пульсаций, выявили характерные амплитуды потоков, а также закономерности их суточной и сезонной динамики. Летне-осенний период сопровождается выраженной эмиссией метана, тогда как для углекислого газа отмечается дневной сток в тёплые месяцы (август–сентябрь). Сезонная динамика определяется комплексом биологических, физико-химических и метеорологических факторов. Полученные данные подтверждают характерные тренды, ранее описанные для других водоёмов умеренного пояса, однако вносят вклад в их уточнение за счёт непрерывных и высокочастотных измерений методом EC. Применение данного метода позволяет выявить кратковременные пиковые эмиссии и обратные потоки, которые могут быть упущены при использовании расчётных или камерных подходов. Это, в свою очередь, критически важно для корректной оценки вклада водохранилищ в региональный и глобальный углеродный балансы. Без использования метода EC масштабы эмиссий метана, особенно в периоды высокой турбулентности или при изменении градиентов концентраций, вероятно, были бы существенно недооценены. Дальнейшее расширение сети стационарных EC-пунктов на водоёмах различного типа и в разных климатических зонах может позволить существенно повысить точность глобальных оценок потоков CH_4 и CO_2 с континентальных водных поверхностей.

Благодарности

Исследование выполнено за счёт средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету для выполнения государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM-2024-0004.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Бурба Г.Г., Курбатова Ю.А., Куричева О.А. и др. 2016. Метод турбулентных пульсаций. Краткое практическое руководство. Москва: LI-COR Biosciences, РАН. ISBN: 978-0-692-57831-5.

Гречушникова М.Г., Репина И.А., Фролова Н.Л. и др. 2023. Содержание и потоки метана в Волжских водохранилищах. Известия РАН. Серия географическая 87(6): 899–913. DOI: 10.31857/S2587556623060080

Латыпова В.З., Степанова Н.Ю., Кондратьева Т.А. и др. 2023. Мониторинг поверхностных вод Куйбышевского водохранилища в районе водного участка полигона «Карбон – Поволжье». Российский журнал прикладной экологии 4(36): 39–49. DOI: 10.24852/2411-7374.2023.4.39.49

Никитин О.В., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю. и др. 2022. Водный участок карбонового полигона «Карбон – Поволжье» в Республике Татарстан. В: Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем. Киров: ВятГУ, С. 28–33. ISBN: 978-5-98228-258-3.

Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Кондратьева Т.А. и др. 2024. Пространственно-временная динамика «цветения» фитопланктона в Куйбышевском водохранилище по данным спутникового зондирования. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса 21(6): 284–293. DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-6-284-293

Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Кузьмин Р.С. и др. 2025. Оценка эмиссии парниковых газов от Куйбышевского водохранилища с использованием модели G-res. В: Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Казань: АН РТ, С. 459–464. ISBN: 978-5-9690-1336-0.

Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Шевчук К.А. и др. 2025. Оценка эмиссии метана в мелководной зоне Куйбышевского водохранилища методом плавучих камер. В: Актуальные проблемы экологии и природопользования. Москва: РУДН, С. 327–331. ISBN: 978-5-209-12647-8.

Согачев А.Ф., Репина И.А., Кожевникова М.В. и др. 2024. Оценка области воздействия на газообмен водоем-атмосфера в прибрежной зоне: на примере водного участка полигона «Карбон-Поволжье». В: Турбулентность, динамика атмосферы и климата. Москва: Физматкнига. ISBN: 978-5-89155-432-0.

Baldocchi A.K., Reed D.E., Loken L.C. et al. 2020. Comparing spatial and temporal variation of lake-atmosphere carbon dioxide fluxes using multiple methods. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 125(12): e2019JG005623. DOI: 10.1029/2019jg005623

Barros N., Cole J.J., Tranvik L.J. et al. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. Nature Geoscience 4(9): 593–596. DOI: 10.1038/ngeo1211

Bastviken D., Tranvik L.J., Downing J.A. et al. 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. Science 331(6013): 50. DOI: 10.1126/science.1196808

Bauduin T., Gypens N., Borges A.V. 2025. Sub-daily variability of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from two urban ponds in Brussels (Belgium). Journal of Environmental Management 373: 123627. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123627

Beaulieu J.J., Waldo S., Balz D.A. et al. 2020. Methane and carbon dioxide emissions from reservoirs: controls and upscaling. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 125(12): e2019JG005474. DOI: 10.1029/2019jg005474

Berberich M.E., Beaulieu J.J., Hamilton T.L. et al. 2019. Spatial variability of sediment methane production and methanogen communities within a eutrophic reservoir: importance of organic matter source and quantity. Limnology and Oceanography 65(6): 1336–1358. DOI: 10.1002/lno.11392

Berg P., Pace M.L., Buelo C.D. 2020. Air–water gas exchange in lakes and reservoirs measured from a moving platform by underwater eddy covariance. Limnology and Oceanography: Methods 18(8): 424–436. DOI: 10.1002/lom3.10373

Burba G. 2022. Eddy covariance method for scientific, regulatory, and commercial applications. Lincoln, Nebraska: LI-COR Biosciences. ISBN: 978-0-578-97714-0.

Deemer B.R., Harrison J.A., Li S. et al. 2016. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. BioScience 66(11): 949–964. DOI: 10.1093/biosci/biw117

Deemer B.R., Harrison J.A., Li S. et al. 2020. Data from: Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis [Dataset]. Dryad. DOI: 10.5061/dryad.d2kv0

Erkkilä K.M., Ojala A., Bastviken D. et al. 2018. Methane and carbon dioxide fluxes over a lake: comparison between eddy covariance, floating chambers and boundary layer method. Biogeosciences 15(2): 429–445. DOI: 10.5194/bg-15-429-2018

Erland B.M., Thorpe A.K., Gamon J.A. 2022. Recent advances toward transparent methane emissions monitoring: a review. Environmental Science & Technology 56(23): 16567–16581. DOI: 10.1021/acs.est.2c02136

Eugster W., Kling G., Jonas T. et al. 2003. CO2 exchange between air and water in an Arctic Alaskan and midlatitude Swiss lake: Importance of convective mixing. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 108(D12): 1–20. DOI: 10.1029/2002jd002653

Flerlage H., Velders G.J.M., de Boer J. 2021. A review of bottom-up and top-down emission estimates of hydrofluorocarbons (HFCs) in different parts of the world. Chemosphere 283: 131208. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131208

Gafurov A., Usmanov B., Khomyakov P. 2024. Modelling of Kuibyshev reservoir shallow water depths by bathymetric surveys and multispectral UAV imagery data: a case study. BIO Web of Conferences 126: 01047. DOI: 10.1051/bioconf/202412601047

Goldenfum J.A. 2010. GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs. London: International Hydropower Association (IHA). ISBN 978-0-9566228-0-8.

Golub M., Koupaei-Abyazani N., Vesala T. et al. 2023. Diel, seasonal, and inter-annual variation in carbon dioxide effluxes from lakes and reservoirs. Environmental Research Letters 18(3): 034046. DOI: 10.1088/1748-9326/acb834

Gruca-Rokosz R., Cieśla M. 2021. Sediment methane production within eutrophic reservoirs: the importance of sedimenting organic matter. Science of The Total Environment 799: 149219. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149219

Hamdan L.J., Wickland K.P. 2016. Methane emissions from oceans, coasts, and freshwater habitats: New perspectives and feedbacks on climate. Limnology and Oceanography 61(S1): S3–S12. DOI: 10.1002/lno.10449

Harrison J.A., Prairie Y.T., Mercier-Blais S. et al. 2021. Year-2020 global distribution and pathways of reservoir methane and carbon dioxide emissions according to the greenhouse gas from reservoirs (G-res) model. Global Biogeochemical Cycles 35(6): e2020GB006888. DOI: 10.1029/2020gb006888

Hounshell A.G., D'Acunha B.M., Breef-Pilz A. et al. 2023. Eddy covariance data reveal that a small freshwater reservoir emits a substantial amount of carbon dioxide and methane. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 128(3): e2022JG007091. DOI: 10.1029/2022jg007091

Huotari J., Ojala A., Peltomaa E. et al. 2011. Long-term direct CO2 flux measurements over a boreal lake: five years of eddy covariance data. Geophysical Research Letters 38(18): L18401. DOI: 10.1029/2011gl048753

Iakunin M., Stepanenko V., Salgado R. et al. 2020. Numerical study of the seasonal thermal and gas regimes of the largest artificial reservoir in western Europe using the LAKE 2.0 model. Geoscientific Model Development 13(8): 3475–3488. DOI: 10.5194/gmd-13-3475-2020

IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K. et al. (Eds). Japan: IGES. ISBN 4-88788-032-4. URL: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html (accessed: 22.07.2025)

Isidorova A., Grasset C., Mendonça R. et al. 2019. Methane formation in tropical reservoirs predicted from sediment age and nitrogen. Scientific Reports 9(1): 1–9. DOI: 10.1038/s41598-019-47346-7

Jensen S.A., Webb J.R., Simpson G.L. et al. 2022. Seasonal variability of CO2, CH4, and N2O content and fluxes in small agricultural reservoirs of the northern Great Plains. Frontiers in Environmental Science 10: 895531. DOI: 10.3389/fenvs.2022.895531

Johnson M.S., Matthews E., Bastviken D. et al. 2021. Spatiotemporal methane emission from global reservoirs. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 126(8): e2021JG006305. DOI: 10.1029/2021jg006305

Lehner B., Liermann C.R., Revenga C. et al. 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. Frontiers in Ecology and the Environment 9(9): 494–502. DOI: 10.1890/100125

Liu B., Li Z., Wang J. et al. 2023. Thin boundary layer model underestimates greenhouse gas diffusion from inland waterways. Environmental Research 233: 116472. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116472

Lomov V., Stepanenko V., Grechushnikova M. et al. 2024. Mechanistic modeling of the variability of methane emissions from an artificial reservoir. Water 16(1): 76. DOI: 10.3390/w16010076

Lomov V.A. 2021. Methods for instrumental assessment of methane emission in reservoirs. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 8 34(1): 012032. DOI: 10.1088/1755-1315/834/1/012032

Lorke A., Bodmer P., Noss C. et al. 2015. Technical note: drifting versus anchored flux chambers for measuring greenhouse gas emissions from running waters. Biogeosciences 12(23): 7013–7024. DOI: 10.5194/bg-12-7013-2015

Long M.H. 2021. Aquatic biogeochemical eddy covariance fluxes in the presence of waves. Journal of Geophysical Research: Oceans 126(2): e2020JC016637. DOI: 10.1029/2020JC016637

Ma S., Worden J.R., Bloom A.A. et al. 2021. Satellite constraints on the latitudinal distribution and temperature sensitivity of wetland methane emissions. AGU Advances 2(3): e2021AV000408. DOI: 10.1029/2021av000408

Martínez-García A., Peralta-Maraver I., Rodríguez-Velasco E. et al. 2024. Particulate organic carbon sedimentation triggers lagged methane emissions in a eutrophic reservoir. Limnology and Oceanography Letters 9(3): 247–257. DOI: 10.1002/lol2.10379

Moras S., Zellmer U.R., Hiltunen E. et al. 2024. Predicting methane formation rates of freshwater sediments in different biogeographic regions. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(1): e2023JG007463. DOI: 10.1029/2023jg007463

Morin T.H., Bohrer G., Naor-Azrieli L. et al. 2014. The seasonal and diurnal dynamics of methane flux at a created urban wetland. Ecological Engineering 72: 74–83. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.02.002

Naslund L.C., Mehring A.S., Rosemond A.D. et al. 2024. Toward more accurate estimates of carbon emissions from small reservoirs. Limnology and Oceanography 69(6): 1350–1364. DOI: 10.1002/lno.12577

Nicholls D., Barnes F., Acrea F. et al. 2015. Top-down and bottom-up approaches to greenhouse gas inventory methods – a comparison between national- and forest-scale reporting methods. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-906. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Kuzmin R.S. et al. 2024. Estimation of atmospheric methane levels over the Republic of Tatarstan (Russia) territory in 2019–2023 using satellite remote sensing data: effects of anthropogenic and climate drivers. E3S Web of Conferences 498: 02008. DOI: 10.1051/e3sconf/202449802008

Nikitin O.V., Stepanova N.Yu., Gubeeva S.S. et al. 2024. Assessment of methane levels throughout a temperate reservoir area using remote sensing data. E3S Web of Conferences 555: 01009. DOI: 10.1051/e3sconf/202455501009

Pilla R.M., Faehndrich C.S., Fortner A.M. et al. 2024. Shifts in carbon emissions versus sequestration from hydropower reservoirs in the southeastern United States. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(7): e2023JG007580. DOI: 10.1029/2023jg007580

Podgrajsek E., Sahlée E., Bastviken D. et al. 2014. Comparison of floating chamber and eddy covariance measurements of lake greenhouse gas fluxes. Biogeosciences 11(15): 4225–4233. DOI: 10.5194/bg-11-4225-2014

Podgrajsek E., Sahlée E., Rutgersson A. 2014. Diurnal cycle of lake methane flux. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 119(3): 236–248. DOI: 10.1002/2013jg002327

Podgrajsek E., Sahlée E., Rutgersson A. 2015. Diel cycle of lake-air CO2 flux from a shallow lake and the impact of waterside convection on the transfer velocity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 120(1): 29–38. DOI: 10.1002/2014jg002781

Rosentreter J.A., Borges A.V., Deemer B.R. et al. 2021. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. Nature Geoscience 14(4): 225–230. DOI: 10.1038/s41561-021-00715-2

Scholz K., Ejarque E., Hammerle A. et al. 2021. Atmospheric CO_2 exchange of a small mountain lake: limitations of eddy covariance and boundary layer modeling methods in complex terrain. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 126(7): e2021JG006286. DOI: 10.1029/2021jg006286

Schubert C.J., Diem T., Eugster W. 2012. Methane emissions from a small wind shielded lake determined by eddy covariance, flux chambers, anchored funnels, and boundary model calculations: a comparison. Environmental Science & Technology 46(8): 4515–4522. DOI: 10.1021/es203465x

Semerjian H.G., Wong T.M., Whetstone J.R. 2024. NIST greenhouse gas measurements program: a decade of critical accomplishments. NIST Technical Note (TN) 2291. DOI: 10.6028/nist.tn.2291

Shahady T. 2024. Hydropower reservoirs as arbiters of climate change. In: Inland Waters – Ecology, Limnology, and Environmental Protection. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.1005111

St. Louis V.L., Kelly C.A., Duchemin É. et al. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. BioScience 50(9): 766. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0766:rsasog]2.0.co;2

Stepanenko V., Mammarella I., Ojala A. et al. 2016. LAKE 2.0: A model for temperature, methane, carbon dioxide and oxygen dynamics in lakes. Geoscientific Model Development 9(5): 1977–2006. DOI: 10.5194/gmd-9-1977-2016

Stepanenko V.M., Machul'skaya E.E., Glagolev M.V. et al. 2011. Numerical modeling of methane emissions from lakes in the permafrost zone. Izvestiya - Atmospheric and Oceanic Physics 47(2): 252–264. DOI: 10.1134/s0001433811020113

Thirkill R.H., Ramón C.L., Oldroyd H.J. et al. 2024. Navigating greenhouse gas emission unknowns: a hydroacoustic examination of mediterranean climate reservoirs. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 129(12): e2024JG008080. DOI: 10.1029/2024jg008080

Thottathil S.D., Reis P.C.J., Prairie Y.T. 2019. Methane oxidation kinetics in northern freshwater lakes. Biogeochemistry 143: 105–116. DOI: 10.1007/s10533-019-00552-x

Varis O., Kummu M., Härkönen S. et al. 2012. Greenhouse gas emissions from reservoirs. In: Tortajada C., Altinbilek D., Biswas A. (Eds), Impacts of Large Dams: A Global Assessment. Berlin: Springer, pp. 69–94. ISBN: 978-3-642-23570-2. DOI: 10.1007/978-3-642-23571-9_4

Vesala T., Eugster W., Ojala A. 2012. Eddy covariance measurements over lakes. In: Aubinet M., Vesala T., Papale D. (Eds), Eddy Covariance. Dordrecht: Springer, pp. 365–376. ISBN: 978-94-007-2350-4. DOI: 10.1007/978-94-007-2351-1_15

Waldo S., Beaulieu J.J., Barnett W. et al. 2021. Temporal trends in methane emissions from a small eutrophic reservoir: the key role of a spring burst. Biogeosciences 18: 5291–5311. DOI: 10.5194/bg-18-5291-2021

Yang P., Huang J., Yang H. et al. 2021. Diffusive CH4 fluxes from aquaculture ponds using floating chambers and thin boundary layer equations. Atmospheric Environment 253: 118384. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.118384

Zhang S., Ma J., Zhang X. et al. 2023. Atmospheric remote sensing for anthropogenic methane emissions: Applications and research opportunities. Science of The Total Environment 893: 164701. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164701

Original Article

Accumulation and release of elements during the decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. biomass in the Yenisei River stretch subjected to human impacts

Anishchenko O.V.[1]*, Anishchenko Yu.D.[1], Ivanova E.A.[2], Kolmakova A.A.[1]

[1] *Institute of Biophysics SB RAS, FRC "Krasnoyarsk Science Center SB RAS", Akademgorodok, 50/50, Krasnoyarsk, 660036, Russia*
[2] *Siberian Federal University, pr. Svobodny, 79, Krasnoyarsk, 660041, Russia*

ABSTRACT. An *in-situ* experiment was conducted within the limits of the city of Krasnoyarsk, at the dammed part of the Yenisei River, which is affected by the activities of a fish farm and water discharged by the thermal power plant. The aim of the experiment was to study possible secondary contamination of the aquatic ecosystem by heavy metals (HMs) and nutrients during decomposition of a submerged macrophyte – *Myriophyllum spicatum* L. The rate of decomposition of *M. spicatum* biomass was determined. Release and accumulation of macro elements and trace elements, including HMs, were studied using inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES), and nitrogen and carbon were determined using high-temperature catalytic combustion. Throughout the experiment, Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V were accumulated in the decaying *M. spicatum* biomass, and In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C were released from it. The study showed that decomposition of *M. spicatum* biomass is a probable source of the secondary contamination of the ecosystem by HMs and nutrients (C, N, P).

Keywords: *Myriophyllum spicatum* L., heavy metals, nutrients, river ecosystem, fish farm, higher aquatic plants

For citation: Anishchenko O.V., Anishchenko Yu.D., Ivanova E.A., Kolmakova A.A. Accumulation and release of elements during the decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. biomass in the Yenisei River stretch subjected to human impacts // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1013-1038. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1013

1. Introduction

Aquatic ecosystems today are subjected to human impacts including contamination by heavy metals (HMs) and nutrients (phosphorus and nitrogen). HMs are not biodegradable, exhibit toxicity, and are able to migrate and accumulate in food chains, including fish, being potentially hazardous to human health (Gladyshev et al., 2009; Aziz et al., 2023; Emon et al., 2023). The inflow of nutrients leads to eutrophication of aquatic ecosystems and development of large quantities of harmful algal flora, or algal blooms (Lan et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Gladyshev et al., 2020). Macrophytes – representatives of aquatic higher plants – are capable of taking up HMs and nutrients, and they are used for bioindication and phytoremediation (Ansari et al., 2020). However, as the biomass of aquatic plants is decomposed, pollutants accumulated in the plats are released to water, and this should be taken in account in water quality management. Release of nutrients and HMs from decaying biomass has been only studied for a limited number of macrophyte species (Larsen and Schierup, 1981; Best et al., 1990; Ochiai and Nakajima, 1994; Deng et al., 2016; Zhou et al., 2018), but these processes, as well as biomass decomposition rate, are species specific (Zhou et al., 2018). The lack of the data on the likelihood of secondary contamination of aquatic ecosystems caused by decomposition of macrophytes is an obstacle to adequate water quality management through timely removal of macrophyte biomass.

The Abakanskaya anabranch of the Yenisei River, which is one of the favorite recreation spots of the residents of the city of Krasnoyarsk, is situated within the city limits, 35 km downstream of the Krasnoyarsk Hydroelectric Power Plant. In its upper reaches, the anabranch is crossed by the dam, inside which there are pipes supplying water from the part of the anabranch upstream of the dam; downstream of the dam, heated water from the thermal power plant and storm water flow in, and there is a cage fish farm. During 2018-19, the following parameters of the water downstream of the dam were significantly increased: total dissolved solids (TDS); B, Ba, Ca, Mg, Li, Na, Sr, and Mn concentrations, resulting from the inflow of storm water

*Corresponding author.
E-mail address: hydrakr@rambler.ru (O.V. Anishchenko)

Received: July 30, 2025; ***Accepted:*** August 19, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

and, probably, ground water; Cu, which entered the anabranch with the thermal power plant water; and potassium and nitrites, whose source was the fish farm. In the central part of the Abakanskaya anabranch, Cu, Pb, and Sr contents in *Myriophyllum* sp., one of the dominant macrophytes, were higher than in the reference river section (Anishchenko et al., 2023). *Myriophyllum spicatum* – a commonly occurring macrophyte species – is a rooted submerged aquatic plant (Milojkovi'c et al., 2016). Release of nutrients by *Myriophyllum spicatum* biomass was studied in eutrophic lakes in the northeast of the U.S. (Carpenter and Adams, 1979) and in the north of China (Lan et al., 2012). A study by Milojkovi'c et al. (2014) demonstrated that *M. spicatum* compost had high sorption capacity for water-dissolved HMs (Pb, Cu, Cd, Ni, Zn). However, the release/accumulation rate and secondary contamination by HMs caused by decomposition of *M. spicatum* have not been studied so far.

In hydroecology, biomass decomposition rate and release and accumulation of elements are studied not only in laboratory experiments under controlled conditions but also *in situ*, using the "litterbag method" based on studying tree litter decomposition (Olson, 1963). Results obtained using this method are influenced both by ambient conditions (temperature, oxygen concentration, pH) and by conditions of the experiment (bag mesh size, placement of the bags relative to the bottom, preliminary treatment of biomass) (Lan et al., 2012; Deng et al., 2016). In most studies, plant biomass is dried and homogenized prior to experiment, but the use of wet biomass makes the conditions of the experiment similar to natural ones, as submerged macrophytes grow underwater. To start the decomposition process, biomass is maintained at low temperature (reaching –80 °C) (Conover et al., 2016). Some HMs accumulate during the course of plant biomass decomposition, but some other elements are released. For example, Deng et al. (2016) reported that during decomposition of *Potamogeton crispus* biomass, contents of Al, Cd, Cr, Fe, Mn, and Pb were considerably increased while Cu and Zn contents were decreased. Therefore, some elements can be expected to accumulate and other elements to be released during decomposition of *M. spicatum* biomass. Thus, the purpose of the present study was to evaluate the likelihood of the secondary contamination of the aquatic ecosystem by nutrients and HMs as the result of decomposition of *M. spicatum* biomass affected by human activities (inflows of wastewater and fish farm waste). The objectives of the study were to determine the decomposition rate of *M. spicatum* biomass and to reveal elements that are accumulated and released during its decomposition in the *in-situ* experiment.

2. Material and methods

The study was conducted in the central part of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River. Sample collection was performed on 16 August 2024 (the sampling position is shown in Fig. 1). The plants were hand-collected from boat and placed into a plastic bag. In laboratory, the collected biomass was washed first in tap water and then in distilled water. The biomass was dried on filter paper to determine wet biomass. Wet biomass of *M. spicatum* plants was placed into 15 × 20-cm mesh bags with mesh size about 1 mm, about 9 g per bag. A few plants were selected to measure moisture content and initial contents of elements. The bags with plants were stored for two days at a temperature of -35 °C and then for two days at -80 °C. At Day 5, the bags were fastened to a large-mesh net with cable ties (Fig. 2) and placed below the water surface, without contacting the bottom, outside of the fence of the fish farm. Three large-mesh nets, with rows of bags containing *M. spicatum* plants in three replicates (30 bags in total) fastened to them, were installed. During the experiment, slime suspension was detected at the

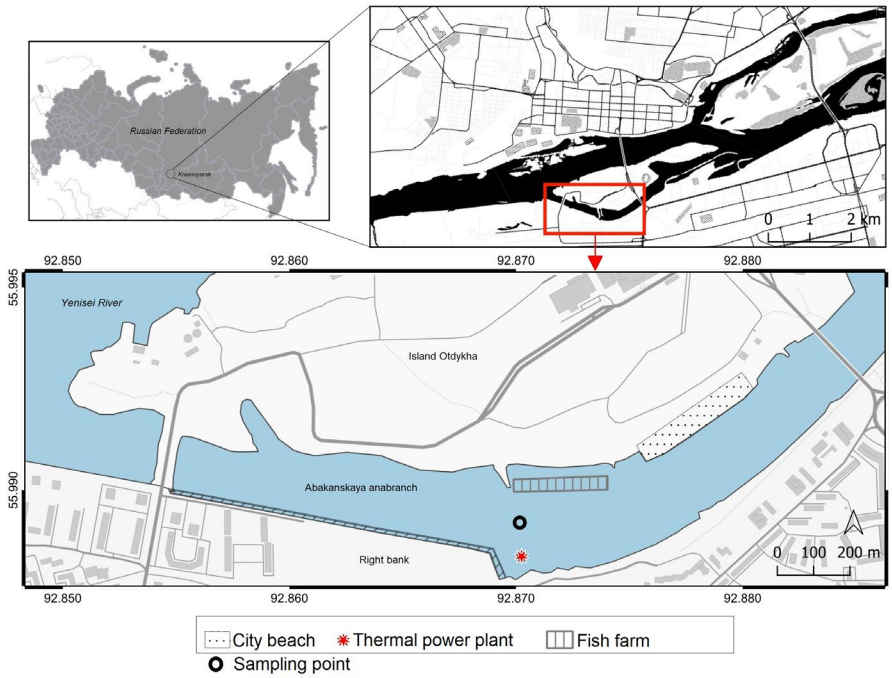


Fig.1. A diagrammatic map of the study area.

external surface of the bags with plants, and, therefore, on 18 September 2024, an empty bag was fastened to the net, in order to collect the settling slime, which was then analyzed to determine its elemental composition.

2.1. A field study

The *in-situ* experiment was conducted from 21 August to 25 October 2024. Experimental samples were collected at Days 2, 3, 6, 8, 15, 29, 44, and 66. Between Days 2 and 44, three bags were collected every collection day, and at Day 66, 9 bags plus one empty bag with slime were collected. At the start of the experiment and on days of sample collection, temperature, pH, specific electrical conductivity (SEC), and oxygen concentration in water at the experimental site were measured at a depth of 0.5 m using a multiparameter probe HI7698194 (Hanna Instruments, Romania). Water for hydrochemical analysis was collected with a plastic bucket, filtered through a plankton net with mesh size about 100 μm, and poured into 1-L bottles.

2.2. Laboratory measurements

Concentrations of nutrients were determined in water samples filtered through Vladipor 0.45-μm cellulose acetate membrane filters using a vacuum filtration apparatus. Conventional procedures were used: nitrate nitrogen was determined using colorimetric method after reacting with sulfanilamide and α-naphthylamine (Griess reagent) (RD 52.24.380–2017); nitrate nitrogen was determined by reduction to nitrite nitrogen by means of a cadmium column (RD 52.24.380–2017); mineral phosphorus was assayed photometrically (RD 52.24.382–2006). Ammonium nitrogen was determined by the Nessler method (PND F 14.1:2:4.262–10) after filtration through a syringe attachment with single-use filters with pore size 0.45-μm (Vladipor, Russia). To determine concentrations of dissolved organic carbon (DOC) or non-purgeable organic carbon (NPOC) and total dissolved nitrogen (TDN), water samples were preliminarily filtered through Vladipor 0.22-μm membrane filters using a vacuum filtration apparatus. DOC and TDN concentrations in water were determined using a FormacsHT analyzer of carbon and nitrogen (Skalar, Netherlands). Total phosphorus was determined in nonfiltered water samples with inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES) using an iCAP 6300 Duo spectrometer (Thermo Scientific, U.K.)

The outer surface of the bags with plants collected during the experiment was washed in distilled water; the biomass was taken out of the bags, placed on filter paper to remove excess water, and weighed in Petri dishes (of known weight) to determine wet biomass. Later on, when there were only small amounts of biomass in the bags, the biomass was immediately placed into Petri dishes, weighed, and dried at 105 °C in an ED 53 drying oven (Binder, Germany) to constant weight to determine dry biomass. The dried plant samples were homogenized in an agate mortar for elemental analysis. The amounts of biomass in the samples collected at the end of the experiment were small, and they were combined for analysis: the biomass from three bags collected at Day 44 was combined to make one sample, and the biomass from 9 bags collected at Day 66 made three samples. The slime was washed off from the outer surface of the empty bag into a polypropylene tray, and the resulting suspension was filtered through 0.7-μm glass fiber filters (Laboratoriya vody).



Fig.2. Bags with *M. spicatum* plants in the *in-situ* experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

Total nitrogen and carbon in the plants and seston were determined using high-temperature catalytic combustion with Flash 2000 NC Soil Analyzer (Thermo Fisher Scientific, Germany) (Gladyshev et al., 2007); 10-mg aliquots were used. Macro elements and trace elements in water and plants were determined using ICP–AES. *M. spicatum* plant samples (0.2 g) dried to constant weight were ashed in the mixture of nitric and chloric acids (1:1) on a laboratory electric stove (Tomanalit, Russia) and diluted with deionized water (18 MΩ) to 15 ml. Internal standard was scandium solution (5 mg/L). Measurement conditions and spectrometer specifications are described in detail elsewhere (Anishchenko et al., 2020). The limits of detection of elements for water and plants are listed in Table 1. Filters with concentrated suspended matter were used to conduct a blank test: the filter was ashed under the same conditions as the suspended matter samples, and the concentrations of elements were determined.

2.3. Computations and statistical data processing

Statistical processing of the data was performed using the Past 4.03 software. As most of the data followed non-normal distribution, the relationships between the contents of elements in biomass were estimated using Spearman's correlation.

The rate of weight loss (R, %) of the decomposing biomass was calculated using the following equation (Luo et al., 2023) (1):

$R = \frac{W_t - W_0}{W_0} \times 100\%$, where t is the period of decomposition (day), W_t (g) the dry weight of the biomass remaining after decomposition over time t, and W_0 (g) is the initial dry weight of the biomass at the zero time point.

"The litter decomposition rate" k was calculated according to (Olson, 1963; Zhou et al., 2018) using formula (2): $\ln \frac{W_t}{W_0} = -kt$.

To evaluate accumulation/release of the elements during decomposition of *M. spicatum* biomass, accumulation index, *AI*, was calculated using formula (Deng et al., 2016) (3):

$AI = \frac{W_t X_t}{W_0 X_0}$, where W_t (g) is dry weight of the biomass at time point t, X_t (mg/kg) is the content of element X in the biomass at time point t, W_0 (g) is the initial weight of biomass, and X_0 (mg/kg) is the initial content of element X in biomass. $AI = 1$ indicates that at time point t, degrading biomass contains the same mass of element X as at the time point when the biomass is originally placed into the bag. At $AI < 1$, element x is released from the degrading biomass. At $AI > 1$, the degrading biomass accumulates element X.

The rate of release of elements (*ER*) from decomposing biomass was calculated from equation (Luo et al., 2022) (4): $ER(MR) = \frac{G_0 - G_t}{G_0} \times 100\%$, where G_0 is the initial concentration of the element in the biomass (mg), and G_t is the content of the element in biomass at time point t.

Table 1. Detection limits (mg/L) of inductively coupled plasma atomic emission spectrometry.

Element	Wavelength, λ	Water	Plants
Al	396.1	0.0001	0.005
As	189.0	0.001	0.0008
B	249.6	0.0002	0.0004
Ba	455.4	0.000007	0.000008
Be	313.1	0.00002	-
	234.8	-	0.00002
Bi	223.0	0.0007	0.002
Ca	317.9	0.002	0.002
Cd	214.4	0.0001	0.00009
Co	228.6	0.0003	0.0002
Cr	267.7	0.0002	0.0002
Cu	324.7	0.00009	0.0001
Fe	238.2	0.0002	-
	259.94	-	0.001
Ga	417.2	0.0003	0.0004
K	769.8	0.02	0.03
Li	670.7	0.000003	0.000005
Mg	279.0	0.01	0.02
Mn	257.6	0.00003	0.0002
Mo	202.0	0.0004	0.0003
Na	589.5	0.002	0.005
Ni	231.6	0.0007	0.0005
P	213.6	0.001	0.02
Pb	220.3	0.002	0.001
S	182.0	0.17	0.26
Sb	206.8	0.0009	0.002
Se	196.0	0.001	0.001
Sr	421.5	0.000004	0.00008
Ti	337.2	0.00007	0.00008
Tl	190.8	0.0009	0.0008
V	268.7	0.0003	0.0002
Zn	213.8	0.0001	0.0001

Note: dash (-) indicates that the wavelength was not used.

3. Results

During the experiment, the total average concentrations of Al and Cu in water were 1.11 and 4.87 times, respectively, higher than the MACs for fishery water bodies (Table 2). The maximal concentrations of Li and Mn were also higher than their MACs for fishery water bodies (Order…, 2016). Based on the concentrations of mineral and total phosphorus, the study waters were oligotrophic (Order…, 2016). The average water temperature was higher than the established summer limit for water bodies inhabited by cold-water fish species (salmonids and whitefish) (20 °C). A temperature maximum was observed on 28 August 2024; it was followed by a temperature decrease and another rise on 3 October 2024 (Fig. 3). Oxygen concentration increased as the temperature decreased. Concentrations of Ca, Mg, DOC, NH_4, B, Ba, SEC, Na, and K in water were the least variable (Table 2, Fig. 3), while concentrations of some of the HMs – Cd, Ni, and Pb – were the most variable during the experiment. Variations in the total concentrations of Al, Fe, and Mn were similar to each other and reached their maxima on 18 September 2024. Li, Mn, and DOC concentrations were decreasing from 4 September 2024 to the end of the experiment.

By Day 15 of the experiment, 54% and by Day 44, 92.7% of *M. spicatum* biomass had been decomposed (Fig. 4.10). During the course of the experiment, the contents of most elements were increased as the biomass decayed (Fig. 4). By the end of the experiment (25 October 2024), the contents of a number of elements in the *M. spicatum* biomass had increased by several tens of times: Al by 53.5 times, Fe by 42 times, Ti by 76.2 times, and Ga by 84.8 times. Other elements had been

Table 2. Hydrochemical characterization of water in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River at the site of the experiment in decomposition of *M. spicatum* biomass (21 August – 25 October 2024) compared with MACs for fishery water bodies (Order…, 2016).

Parameter, mg/L	Minimum	Maximum	Mean	Error	Coefficient of variation (%)	MAC for fishery water bodies
Al	0.0166	**0.0906**	**0.0446**	0.0082	55.16	0.04
As	ND	0.003	0.001	0.0003	81.31	0.05
B	0.0043	0.0062	0.0049	0.0002	11.12	0.5
Ba	0.019493	0.031714	0.0231514	0.001317	17.07	0.74
Be	ND	ND	ND	ND	ND	0.0003
Bi	ND	0.0023	0.0006	0.0003	135.63	-
Ca	23.250	29.644	26.204	0.800	9.16	180
Cd	ND	0.00020	0.00004	0.00002	163.46	0.005
Co	ND	ND	ND	ND	ND	0.01
Cr	0.0001	0.0006	0.0003	0.0001	60.05	0.02
Cu	**0.00263**	**0.00646**	**0.00487**	0.00045	27.84	0.001
Fe	0.0285	0.0945	0.0562	0.0076	40.74	0.1
Ga	ND	0.0005	0.0003	0.0001	59.29	-
K	0.63	0.97	0.75	0.03	13.87	10
Li	0.002323	**0.008787**	0.0066884	0.000859	38.53	0.008
Mg	3.97	4.86	4.37	0.08	5.67	40
Mn	0.00273	**0.01232**	0.00870	0.00092	31.88	0.01
Mo	0.0006	0.0010	0.0008	0.0000	17.25	0.001
Na	2.929	5.693	3.588	0.275	22.97	120
Ni	ND	0.0005	0.0001	0.0001	206.25	0.01
P	ND	0.026	0.012	0.003	66.05	-
Pb	ND	0.001	0.000	0.000	300.00	0.006
S	2.76	4.85	3.57	0.29	24.03	-
Sb	ND	0.0007	0.0003	0.0001	120.78	-
Se	ND	0.001	0.000	0.000	118.88	0.002
Sr	0.156247	0.334916	0.226790	0.019789	26.18	0.4
Ti	0.00051	0.00364	0.00148	0.00040	80.39	0.06
Tl	ND	0.00010	0.00001	0.00001	300.00	-
V	0.0002	0.0009	0.0005	0.0001	40.15	0.001
Zn	ND	0.0064	0.0029	0.0009	87.83	0.01
NO_2	0.0049	0.0100	0.0075	0.0007	27.18	0.08
NO_3	0.1429	0.2466	0.1978	0.0104	15.84	40
N_{total}	0.270	0.570	0.394	0.036	27.34	-
DOC	1.086	1.517	1.248	0.048	11.60	-
NH_4	0.0765	0.1070	0.0917	0.0035	11.33	0.5
$P\text{-}PO_4$	0.0005	0.0023	0.0010	0.0002	63.82	0.05
t, °C	12.93	**26.68**	**21.63**	1.77	24.57	20
pH	7.10	7.45	7.25	0.04	1.80	
O_2	6.7	10.9	8.6	0.5	15.77	6 (min)
SEC, μS/cm	179	196	187	2	3.19	-
TDS	90.3	98.9	94.5	1.0	3.19	-

Note: Bold type denotes values higher than MAC. Dash (-) indicates that there are no limits for the parameter, "ND" – concentration is below the detection limit, TDS – total dissolved solids.

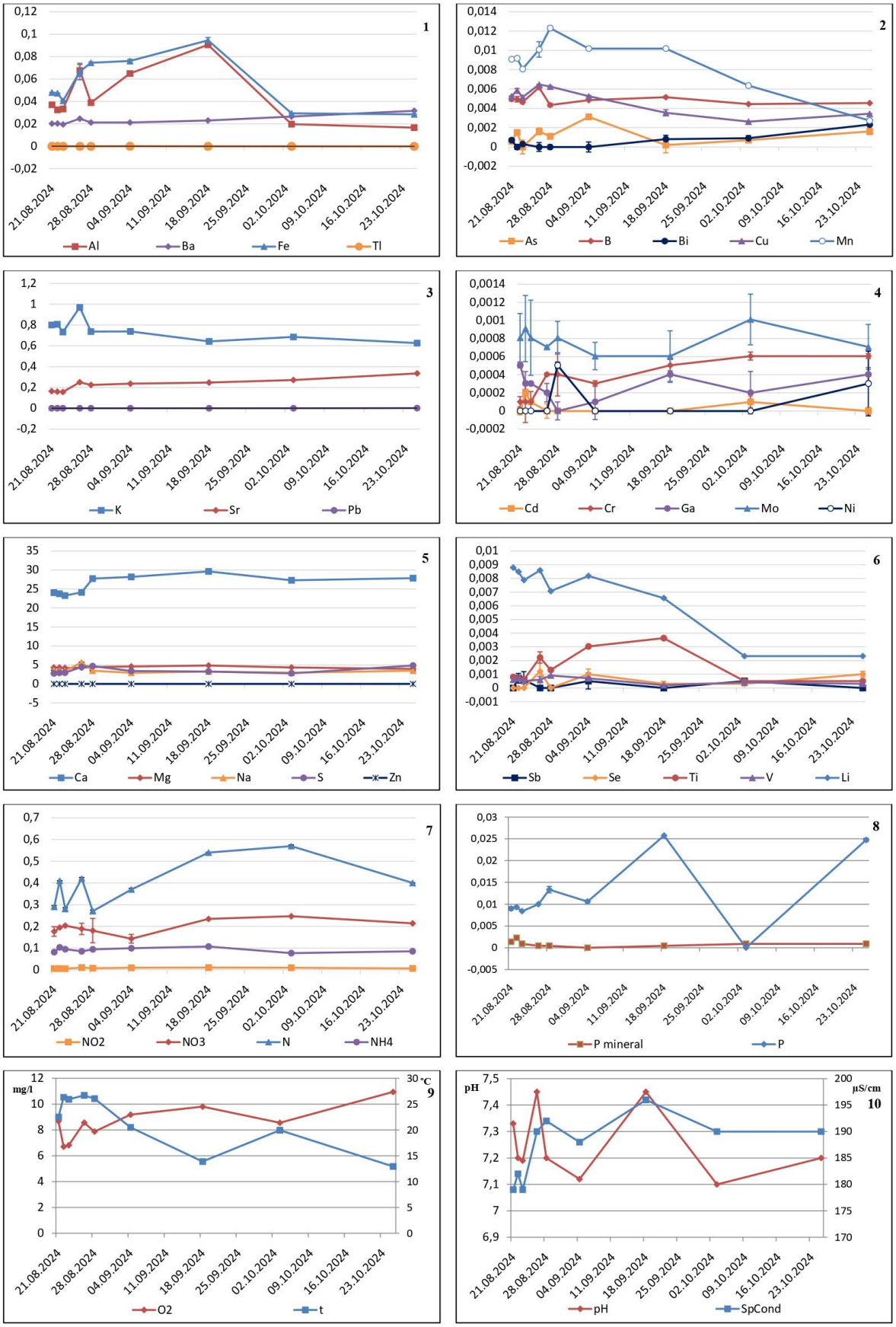


Fig.3. Variations in concentrations of elements and ions (mg/L), specific electrical conductivity (µS/cm), and temperature (°C) in water of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River during the *in-situ* experiment. Here and below, error bars indicate standard errors of the mean.

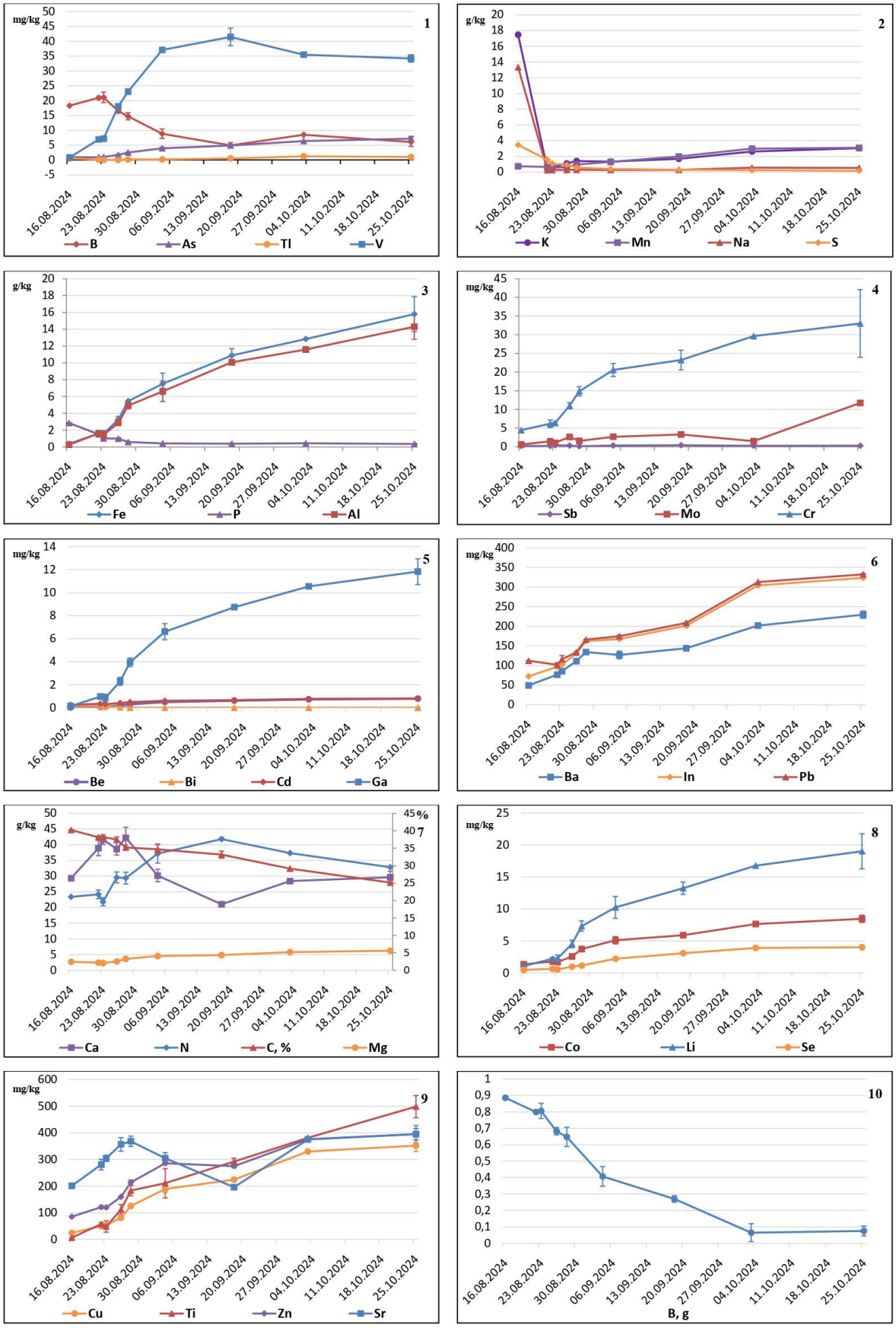


Fig.4. Dynamics of element concentrations (1–9) in the decaying *M. spicatum* biomass and biomass decomposition (10) in the experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

released, as their contents decreased relative to their initial contents: B by 67%, Bi by 100%, K by 83%, Na by 96%, Pb by 78%, P by 85%, S by 95%, C by 37% (Table 3). Estimated by accumulation index ($AI > 1$), most elements (Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, V, and Zn) accumulated in the biomass over the first two weeks (Fig. 5). Between Day 8 and Day 66, Sb was released. By Day 29, a release of such elements as Ba, Cd, and Zn was observed, and by Day 44, As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, and Zn were released. In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C were released throughout the experiment.

Most elements (Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Mo, Se, Ti, V, Zn, and N) in *M. spicatum* biomass showed significantly high ($rs > 0.5$, $p = 0.05$) Spearman's correlation (Fig. 6), except the Mo – K pair ($rs = 0.34$, $p > 0.05$). Bi, Ca, P, S, and C were negatively correlated with the group of elements listed above and formed statistically significant correlations between each other, except the Ca – C pair ($rs = 0.33$, $p > 0.05$). Pb, Sb, and Sr were not significantly correlated with other elements (Fig. 6). The contents of the elements in the organomineral suspended matter washed off the empty bag at the end of the experiment are presented in Table 4.

Table 3. Element release rates (ER, %) in the 66-d experiment in decomposition of *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (determined using Equation (4) (Luo et al., 2022)).

Element	ER, %
Al	-5248
As	-636
B	66.78
Ba	-365
Be	-2751
Bi	100
Ca	-1
Cd	-222
Co	-523
Cr	-644
Cu	-1342
Fe	-4158
Ga	-8383
In	-310
K	83
Li	-1657
Mg	-128
Mn	-315
Mo	-1947
Na	96
Ni	-912
P	87
Pb	78
S	95
Sb	-26
Se	-738
Sr	-96
Ti	-7519
Tl	-93
V	-4163
Zn	-363
N	-40
C	37

Note: Negative values indicate accumulation – a process inverse to release.

4. Discussion

The Al and Cu concentrations higher than their MACs for fishery water bodies that were measured in the Abakanskaya anabranch during the experiment (Table 2) had been observed there previously as well (Anishchenko et al., 2023). In the reference section of the Yenisei River located 9 km upstream of Krasnoyarsk (30 km downstream of the dam of the Krasnoyarsk HPP) (Anishchenko et al., 2009) and in the conditionally background section upstream of the dam (Anishchenko et al., 2023), Al and Cu concentrations were also found to exceed their MACs. During the experiment, the maximal Mn and Li concentrations in water were also higher than their MACs. The study section of the anabranch receives water from the thermal power plant, which may be a source of copper from soil and cause thermal pollution (Anishchenko et al., 2023), which is confirmed by the water temperature higher than the established summer limit for cold-water fish. As reported elsewhere, the water temperature in this section of the anabranch was significantly higher than the background value, by 8.9 °C on average (Anishchenko et al., 2023). Increased nitrite concentrations in this section of the anabranch were also reported previously (Anishchenko et al., 2023), and their source may be cage fish farming. It is a known fact (Wright, 1995) that ammonia is the main product of nitrogen metabolism in fish: when nitrified, it is converted into nitrates and, then, nitrates (EPA, 2002).

At the beginning of the experiment, the dry biomass of *M. spicatum* plants contained higher contents of B (1.44 – 1.46 times), Ca (1.12 -1.25 times), Mn (1.32 times), Na (2 – 1.41 times), Pb (11.57 – 10.01 times), Sr (1.23 – 1.18 times) than *Myriophyllum* sp. plants collected in the riparian zone of this section of the anabranch, as reported elsewhere (Anishchenko et al., 2023). However, contents of some other elements were lower: Cd by a factor of 2.58 – 2.88, Co by a factor of 1.58 – 2.22, Cr by a factor of 1.68 – 2.48, Cu by a factor of 1.58 – 1.86, Li by a factor of 2.62 – 2.69, Ni by a factor of 2.49 – 5.03, V by a factor of 5.95 – 7.05, Zn by a factor of 1.05 – 1.925, and Al and Fe by one order of magnitude.

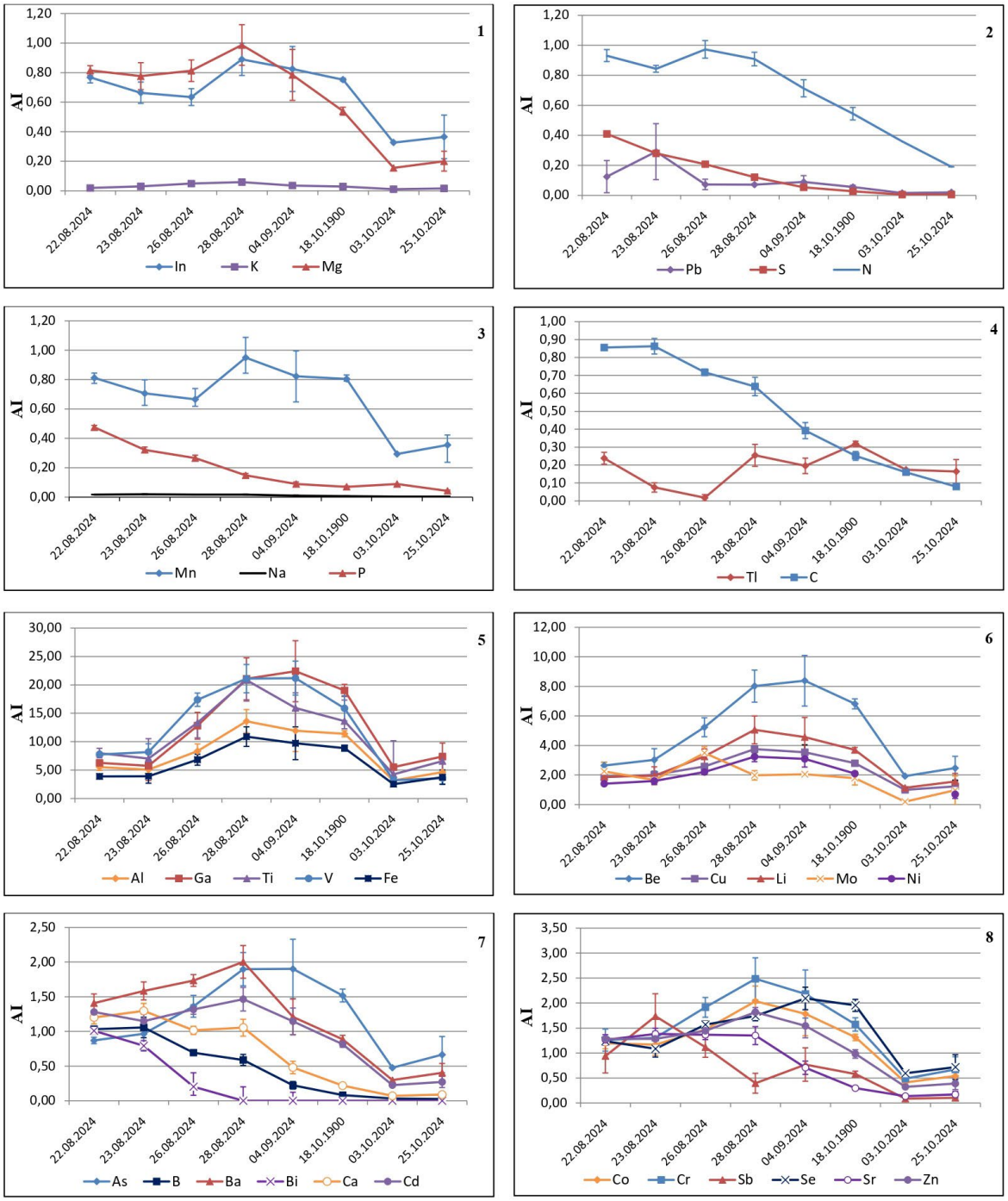


Fig.5. Dynamics of accumulation index (*AI*) of elements in the decaying *M. spicatum* biomass in the experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

The rate of decomposition of aquatic plants is species-specific, and it is higher in submerged macrophytes than in floating and emergent ones (Zhou et al., 2018). The decomposition rate of *M. spicatum* biomass varied from 0.031 to 0.059 g/d over the experiment duration, being 0.037 g/d for the entire period (at Day 66). A study by Carpenter and Adams (1979) demonstrated that in a eutrophic lake, the decomposition rate of dry detritus prepared from *M. spicatum* biomass was linearly related to the initial nitrogen content in plant biomass. The decomposition rate of *M. spicatum* biomass obtained in the current study (on a dry matter basis) is in good agreement with the result obtained using the model proposed in a study by Carpenter and Adams (1979): $k_N = 0.01192N + 0.00672$, where k_N is the average decomposition rate of coarse particulate organic matter (CPOM), i.e. *M. spicatum* dry detritus, and N is initial nitrogen content in *M. spicatum* detritus. That relationship was obtained in laboratory experiment, and it described well the results of the field experiment. The decomposition rate of *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch over the entire study period using the above equation was 0.035 g/d, and that value was very similar to the value obtained using formula (2). This equation is valid for studying decomposition of *M. spicatum* biomass at a temperature of 22 ± 1 °C, which is close to the average temperature of water during our experiment (21.6 ± 1.8 °C). As reported in previous studies, enhanced availability of nitrogen and phosphorus is favorable for microor-

Table 4. Contents of elements (mg/kg dry weight) in *M. spicatum* plants at the beginning (16 August 2024) and end of the experiment (25 October 2024), in the matter washed off the empty bag (25 October 2024) from the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River, in bottom sediments (BS) of the Yenisei River upstream and downstream of Krasnoyarsk (Anishchenko et al., 2010), in commercial fish food (minima and maxima, authors' unpublished data).

Element	*M. spicatum* 16 August 2024	SE	*M. spicatum* 25 October 2024	SE	Washed-off matter	SE	Yenisei BS	Fish food (min. – max.)	
Al, g/kg	0.267	0.002	14.291	1.490	14.950	0.442	35.3 - 26.7	0.034	0.333
As	0.977	0.007	7.187	0.773	5.614	0.391	NA	0.699	7.458
B	18.297	0.025	6.079	1.554	ND		NA	NA	
Ba	49.310	0.138	229.454	9.286	85.999	38.281	NA	2.197	5.562
Be	0.028	0.000	0.795	0.048	0.673	0.021	NA	NA	
Bi	0.140	0.021	ND		ND		NA	ND	0.098
Ca, g/kg	29.30	0.04	29.60	1.91	30.57	0.99	10.5 - 10.2	7.07	28.32
Cd	0.244	0.005	0.786	0.011	1.236	0.035	0.037 - 0.004	0.056	0.413
Co	1.36	0.01	8.47	0.56	9.15	0.21	8.7 - 8.0	0.08	0.41
Cr	4.44	0.01	33.01	9.06	13.91	8.63	16.8 - 15.3	0.47	4.38
Cu	24.39	0.06	351.77	21.62	162.47	4.41	7.0 - 28.7	10.37	18.09
Fe, g/kg	0.37	0.002	15.80	2.08	18.10	0.66	19.9 - 17.9	0.21	0.70
Ga	0.140	0.008	11.835	1.120	10.251	0.333	NA	0.028	0.265
In	22.908	0.016	94.003	10.240	64.005	5.520	NA	NA	
K, g/kg	17.47	0.12	3.03	0.55	3.24	0.32	1.78 - 1.34	5.57	11.22
Li	1.081	0.004	19.015	2.741	19.421	0.572	NA	0.398	1.085
Mg, g/kg	2.45	0.01	5.59	0.52	5.33	0.10	7.0 - 6.7	1.30	1.99
Mn, g/kg	0.74	0.01	3.09	0.16	2.11	0.11	0.43 - 0.33	0.03	0.07
Mo	0.572	0.002	11.708	7.015	0.498	0.079	NA	0.287	1.503
Na, g/kg	13.34	0.09	0.54	0.02	0.36	0.32	0.52 - 0.49	1.98	8.03
Ni	3.530	0.044	35.729	1.041	31.206	0.772	30 - 28.3	0.469	5.662
P, g/kg	2.86	0.04	0.36	0.05	1.69	0.08	NA	5.30	17.55
Pb	40.054	0.060	8.917	1.762	9.410	0.593	3.8 - 25.2	ND	0.413
S, g/kg	3.46	0.07	0.17	0.03	1.26	0.20	NA	4.75	7.19
Sb	0.202	0.015	0.255	0.014	ND		NA	ND	0.105
Se	0.481	0.035	4.034	0.276	2.381	0.156	NA	0.321	1.917
Sr	201.106	2.744	394.779	32.649	453.342	14.998	NA	11.472	70.175
Ti	6.536	0.003	498.008	41.629	597.297	42.440	NA	NA	
Tl	0.530	0.039	1.024	0.204	0.012	0.012	NA	ND	
V	0.802	0.003	34.202	1.252	32.577	1.480	NA	0.469	2.502
Zn	85.242	0.119	394.592	21.372	167.961	21.115	43 - 83.9	139.510	396.842
N, g/kg	23.39	0.002	32.85	0.003	27.13	0.003	NA	87	102
C, g/kg	402.03	0.36	251.37	0.25	184.41	0.17	NA	477	497

Note: "NA" – data not available, "ND" – values below detection limit, "SE" – standard errors.

ganisms decomposing plant biomass, thus facilitating activity and development of microbial community and, hence, increasing decomposition rate of plant biomass (Lan et al., 2012; Zhou et al., 2018).

Based on the initial C/N and C/P ratios, N and P can be expected to be either accumulated or released: at C/N < 20 and C/P < 80, nitrogen and phosphorus are released, and at C/N > 20 and C/P > 80, these elements are immobilized (Zhou et al., 2018). At the beginning of the experiment, in *M. spicatum* plants of the Abakanskaya anabranch, C/N was 17.2 (< 20), indicating nitrogen release and consistent with the forecast, and C/P was 140.6 (>80), but, in accordance with the accumulation index, phosphorus was released as well (Fig. 5).

Myriophyllum spicatum is a bioaccumulator of HMs (Ni, Mn, Cd, Fe, Zn, Cu, Pb) (Keskinkan et al., 2003; Galal and Shehatab, 2014). Compost prepared by drying *M. spicatum* biomass can also be used for phytoremediation of aquatic ecosystems polluted by Pb,

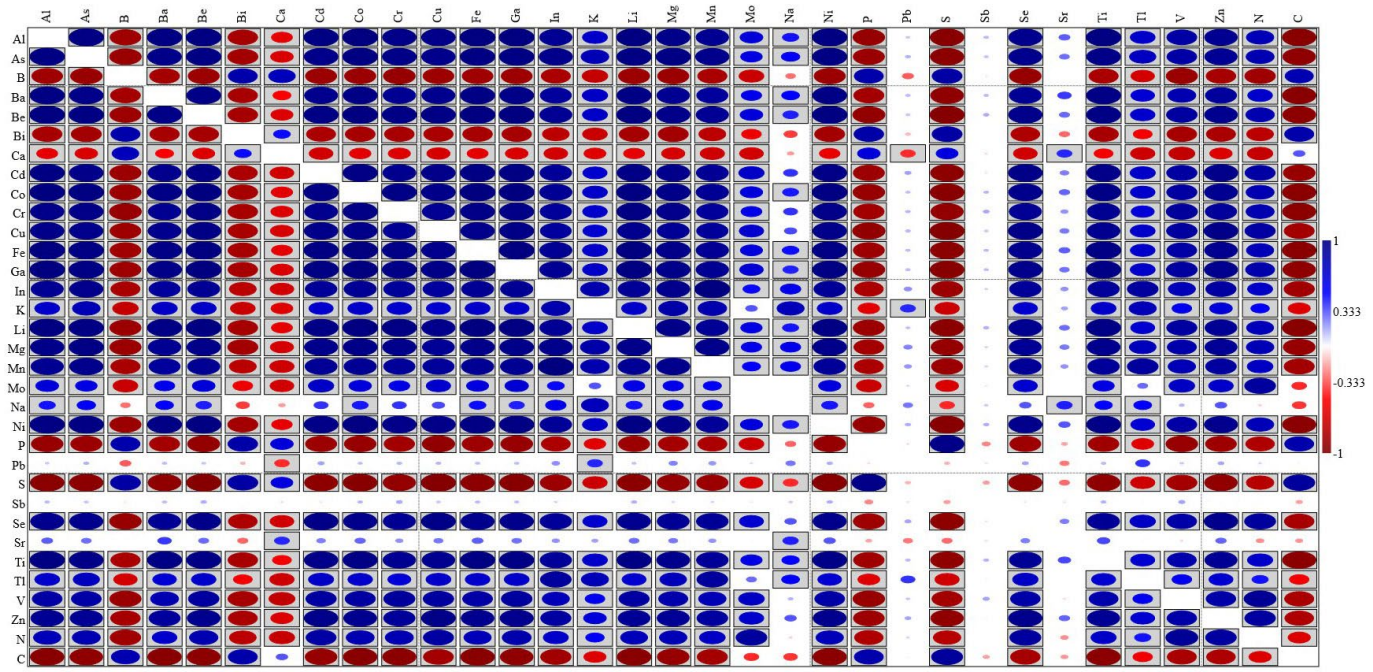


Fig.6. Spearman's correlation matrix showing the relationships between concentrations of elements in the decaying *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (Significant values ($p < 0.05$) are highlighted in gray background).

Cu, Cd, Ni, and Zn (Milojkovi'c et al., 2016). As suggested by the data obtained using accumulation index (*AI*), most elements, including HMs, accumulated in the decaying *M. spicatum* biomass (Fig. 5). Such elements as Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V accumulated in the biomass throughout the experiment, and at the end of the experiment, Al, Be, Fe, Ga, Li, V, As, Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Ni, and Pb contents in *M. spicatum* biomass were similar to those in the suspended matter washed off the empty mesh bag installed at Day 44 and removed at the end of the experiment (Table 4). As is known, a high statistically significant relationship between contents of elements in compartments of aquatic ecosystems is indicative of their common source (Gladyshev et al., 2001). In the decaying *M. spicatum* biomass, most elements showed significantly high correlation (Fig. 6), probably suggesting organomineral suspended matter as their common source. At the same time, the elements that were not accumulated in the biomass ($AI < 1$), such as B, Bi, Ca, P, S, and C, were correlated to each other. B, Bi, and Sb were not detected in suspended matter (Table 4). Pb, Sb, and Sr were not correlated to other elements (Fig. 6). Pb was released throughout the experiment (Fig. 5), and its content in dry biomass dropped by 78% (Table 3). Sb was accumulated only at Days 3 and 6, and Sr had been accumulated until Day 8 (Fig. 5). The composition of organomineral suspended matter can be determined by such sources as bottom sediments (BS), fish farm wastes, including residual fish food, and wastewater from the thermal power plant. Table 4 presents the data on contents of elements in the sand-and-shingle BS of the Yenisei River that are not affected by fish farming and in commercial fish food (authors' unpublished data). It is well-known that fish farms are sources of C, N, P, sulfides, and HMs (As, Co, Cu, Mn, and Zn) in BS, which are contained in released fish waste and food residues; at the same time, water does not necessarily contain increased concentrations of these elements (Varol, 2019). The decaying *M. spicatum* biomass could both accumulate dissolved elements (Milojkovi'c et al., 2016) and, probably, adsorb organomineral suspended matter. During the experiment, in the bags collected from the water, we found Chironomid larvae and *Gammarus*, which were removed with a tweezer to determine the weight of the macrophyte biomass. To be able to quantify the contribution of *M. spicatum* to the secondary contamination by HMs and nutrients, it is necessary to determine the biomass of the macrophyte accurately, taking into account the plant growth area in the study section of the anabranch, which is planned as the next phase of this research. Another task of the future research is to conduct the experiment described in the current study in the section of the anabranch that is not directly affected by the activities of the fish farm in order to verify the results obtained in the present study.

5. Conclusion

The 66-d *in-situ* experiment performed in the part of the ecosystem of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River subjected to human impacts (cage fish farm and water from the thermal power plant) allowed the authors to determine the decomposition rate of *M. spicatum* biomass (0.037 g dry biomass/d) and reveal elements that are continuously accumulated (Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V) and released (In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C) during the decomposition of *M. spicatum* biomass. The decomposition of *M. spicatum* biomass certainly has a beneficial effect, accumulating most of the HMs and, thus, immobilizing contaminants. Being, however, a source of food for zoobenthos, the decomposing *M. spicatum* biomass facilitates the transfer of HMs to food chains and to the highest

trophic level, humans. Moreover, the released nutrients – carbon, nitrogen, and phosphorus – are involved into the cycling, which may be a factor in increasing the eutrophication of the anabranch. Thus, the current study showed that decomposition of *M. spicatum* biomass is a likely source of the secondary contamination of an aquatic ecosystem.

Acknowledgements

The present study is part of research to fulfil the State Assignment to IBP SB RAS No. FWES-2024-0024. The authors are grateful to Dr. Drobotov A.V. for providing the diagrammatic map of the study area and Dr. Zuev I.V. for his assistance with collecting experimental material.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2009. Distribution and migration of metals in trophic chains of the Yenisei ecosystem near Krasnoyarsk City. Water Resources 36 (5): 594–603. DOI: 10.1134/S0097807809050121

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2010. Assessment of the Yenisei River Anthropogenic Pollution by Metals Concentrations in the Main Ecosystem Compartments Upstream and Downstream Krasnoyarsk City (Russia). Journal of Siberian Federal University. Biology 1 (3): 82–98.

Anishchenko O.V., Tolomeev A.P., Ivanova E.A. et al. 2020. Accumulation of elements by submerged (Stuckenia pectinata (L.) Börner) and emergent (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.) macrophytes under different salinity levels. Plant Physiology and Biochemistry 154: 328–340.

Anishchenko Yu.D., Anishchenko O.V., Zuev I.V. et al. 2023. Assessment of anthropogenic impact on the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. Journal of Siberian Federal University. Biology 16 (1): 87–108.

Ansari A.A., Naeem M., Gill S.S. et al. 2020. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. Egyptian Journal of Aquatic Research 46 (4): 371–376. DOI: 10.1016/j.ejar.2020.03.002

Aziz K.H.H., Mustafa F.S., Omer K.M. et al. 2023. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. RSC Advances 13: 17595. DOI: 10.1039/d3ra00723e

Gladyshev M.I., Gribovskaya I.V., Moskvicheva A.V. et al. 2001. Content of metals in compartments of Siberian pond. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 41(2): 157–162. DOI: 10.1007/s002440010233

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Kolmakova A.A. et al. 2007. Seasonal correlations of elemental and ω-3 PUFA composition of seston and dominant phytoplankton species in a eutrophic Siberian Reservoir. Aquatic Ecology 41(1): 9–23.

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Anishchenko O.V. et al. 2009. Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River. Food Chemistry 115: 545–550. DOI: 10.1016/j.foodchem.2008.12.062

Gladyshev M.I., Glushchenko L.A., Kravchuk E.S. 2020. Isotope composition of nitrogen and stoichiometric ratios of elements in biomass of Spirogyra in lake Baikal. Doklady Biochemistry and Biophysics 491(1): 70–72. DOI: 10.31857/S2686738920020134

Best E.P.H., Dassen J.H.A., Boon J.J. et al. 1990. Studies on decomposition of Ceratophyllum demersum litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. Hydrobiologia 194: 91–114. DOI: 10.1007/BF00028411

Conover J., Green L.A., Thornber C.S. 2016. Biomass decay rates and tissue nutrient loss in bloom and non-bloom-forming macroalgal species. Estuarine, Coastal and Shelf Science 178: 58–64. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.05.018

Carpenter S.R., Adams M.S. 1979. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. Limnology Oceanography 24(3): 520–528.

Deng H., Zhang J., Chen S. et al. 2016. Metal release/accumulation during the decomposition of *Potamogeton crispus* in a shallow macrophytic lake. Journal of Environmental Sciences 42: 71–78. DOI: 10.1016/j.jes.2015.07.004

Galal T.M., Shehatab H.S. 2014. Evaluation of the invasive macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. as a bioaccumulator for heavy metals in some watercourses of Egypt. Ecological Indicators 41: 209–214. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.02.004

Emon J.F., Rohani M.F., Sumaiya N. et al. 2023. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes — A Review. Toxics 11: 510. DOI: 10.3390/toxics11060510

EPA. United States Environmental Protection Agency. 2002. Nitrification.

Varol M. 2019. Impacts of cage fish farms in a large reservoir on water and sediment Chemistry. Environmental Pollution 252: 1448–1454. DOI: 10.1080/15320383.2024.2414887

Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Yuceer A. et al. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). Process Biochemistry 39: 179–183. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00045-1

Milojkovi'c J.V., Mihajlovi'c M.L., Stojanovi'c M.D. et al. 2014. Pb (II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. Journal of Chemical Technology & Biotechnology 89: 662–670. DOI: 10.1002/jctb.4184

Milojkovi'c J., Pezo L., Stojanovi' M. et al. 2016. Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum* — A chemometric approach. Ecological Engineering 93: 112–119. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.05.012

Lan Y., Cui B., You Z. et al. 2012. Litter Decomposition of Six Macrophytes in a Eutrophic Shallow Lake (Baiyangdian Lake, China). Clean – Soil, Air, Water 40 (10): 1159–1166. DOI: 10.1002/clen.201200056

Larsen V.J., Schierup H.-H. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. ii. Seasonal changes in heavy metal content of above ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Aquatic Botany 11: 211–230. DOI: 10.1016/0304-3770(81)90062-0

Luo H., Xie S., Dai X. et al. 2022. Biomass decomposition and heavy metal release from seaweed litter, Gracilaria lemaneiformis, and secondary pollution evaluation. Journal of Environmental Management 310: 114729. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114729

Luo H., Dai X., Wang Q. et al. 2023.The accumulation and release characteristics of heavy metals on the cultivation environment in *Gracilaria* litters during decay process. Science of the Total Environment 879: 163091. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163091

Ochiai M., Nakajima T. 1994. Decomposition of aquatic plant *Elodea nutallii* from Lake Biwa. Verhandlungen des

Internationalen Verein Limnologie 25: 2276–2278. DOI: 10.1080/03680770.1992.11900617

O’Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A. et al. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae 14: 313–334. DOI: 10.1016/j.hal.2011.10.027

Olson J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44(2): 322–331.

Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 No. 552 “On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fishery importance” (as amended on June 13, 2024). URL: http://docs.cntd.ru/document/420389120 (in Russian)

PND F 14.1:2:4.262–10. 2010. Methodology for measuring the mass concentration of ammonium ions in drinking, surface (including sea) and waste water using the photometric method with Nessler reagent. Moscow (in Russian)

RD 52.24.382–2006. 2006. Mass concentration of phosphates and polyphosphates in water. Procedure of measurement by photometric method. Rostov-on-Don. Institute of Hydrochemistry (in Russian)

RD 52.24.380–2017. 2017. Mass concentration of nitrate nitrogen in water. Measurement technique by photometric method with Griess reagent after reduction in cadmium reducer. Rostov-on-Don (in Russian)

Zhou X.H., He Z.L., Ding F.H. et al. 2018. Biomass decaying and elemental release of aquatic macrophyte detritus in waterways of the Indian River lagoon basin, South Florida, USA. Science of the Total Environment 635: 878–891. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.047

Wright P.A. 1995. Nitrogen excretion: three end products, many physiological roles. Journal of Experimental Biology 198(2): 273–281. DOI: 10.1242/jeb.198.2.273

Оригинальная статья

Накопление и высвобождение элементов при разложении биомассы *Myriophyllum spicatum* L. в реке Енисей в условиях антропогенного воздействия

Анищенко О.В.[1]*, Анищенко Ю.Д.[1], Иванова Е.А.[2], Колмакова А.А.[1]

[1] *Институт биофизики, ФИЦ «Красноярский научный центр СО РАН» , Академгородок, д.50, стр.50, г. Красноярск, 660036, Россия*
[2] *Сибирский федеральный университет, пр. Свободный, 79, г. Красноярск, 660041, Россия*

АННОТАЦИЯ. В черте г. Красноярска на зарегулированном участке р. Енисей, подверженном влиянию рыбоводческого хозяйства и поступающих вод ТЭЦ, с целью изучения возможности вторичного загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) и биогенными элементами при разложении биомассы погруженного макрофита - урути колосистой (*Myriophyllum spicatum* L.) проведен эксперимент *in-situ*. Получена оценка скорости разложения биомассы *M. spicatum*. Исследовано высвобождение и накопление макро- и микроэлементов, включая ТМ, методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС), азота и углерода с помощью высокотемпературного каталитического сжигания. В ходе эксперимента в разлагающейся биомассе урути постоянно аккумулировались Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V, при этом высвобождались In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C. Показана возможность вторичного загрязнения экосистемы ТМ и биогенными элементами (C, N, P) при деструкции биомассы урути колосистой.

Ключевые слова: уруть колосистая, тяжелые металлы, биогенные элементы, речная экосистема, рыбоводческое хозяйство, высшая водная растительность

Для цитирования: Анищенко О.В., Анищенко Ю.Д., Иванова Е.А., Колмакова А.А. Накопление и высвобождение элементов при разложении биомассы *Myriophyllum spicatum* L. в реке Енисей в условиях антропогенного воздействия // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1013-1038. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1013

1. Введение

В настоящее время водные экосистемы подвержены антропогенному воздействию, в том числе загрязнению тяжелыми металлами (ТМ) и биогенными элементами (фосфором и азотом). ТМ не биоразлагаемы, обладают токсичностью, способны мигрировать и накапливаться в пищевых цепях, в том числе в рыбе, и представлять потенциальную опасность для здоровья человека (Gladyshev et al., 2009; Aziz et al., 2023; Emon et al., 2023). Поступление биогенных элементов способствует эвтрофированию водных экосистем и массовому развитию нежелательной альгофлоры или «цветению» воды (Lan et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Гладышев и др., 2020). Макрофиты – представители высшей водной растительности способны поглощать ТМ и биогенные элементы и используются для биоиндикации и фиторемедиации (Ansari et al., 2020). Однако при разложении биомассы водных растений в воду высвобождаются накопленные ими поллютанты, что необходимо учитывать при управлении качеством природных вод. Высвобождение биогенов и ТМ в ходе разложения биомассы исследовано для ограниченного числа видов высшей водной растительности (ВВР) (Larsen and Schierup, 1981; Best et al., 1990; Ochiai and Nakajima, 1994; Deng et al., 2016; Zhou et al., 2018) и, как и скорость разложения биомассы, имеет видовую специфику (Zhou et al., 2018). Отсутствие данных о возможности вторичного загрязнения водных экосистем при разложении ВВР не позволяет адекватно управлять качеством природных вод, проводя своевременное изъятие биомассы водных растений.

В черте г. Красноярска, в 35 км ниже Красноярской ГЭС, расположена Абаканская протока р. Енисей, которая является одним из любимых мест отдыха горожан. Протока в верховье перекрыта дамбой, внутри которой проходят трубы, обеспечивающие поступление воды сверху, ниже дамбы поступают подогретые воды ТЭЦ и ливневые сточные воды, а также расположено садковое рыб-

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: hydrakr@rambler.ru (О.В. Анищенко)

Поступила: 30 июля 2025; ***Принята:*** 19 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ное хозяйство. В 2018 – 2019 гг. ниже дамбы было отмечено достоверное увеличение в воде минерализации, концентрации B, Ba, Ca, Mg, Li, Na, Sr и Mn в результате поступления ливневых, и, вероятно, грунтовых вод, а также Cu – с водами ТЭЦ, калия и нитритов – под воздействием рыбного хозяйства. В центральной части Абаканской протоки отмечено повышенное, по сравнению с фоновым участком, содержание Cu, Pb и Sr в *Myriophyllum* sp. (Anishchenko et al., 2023), одном из доминирующих видов ВВР. *Myriophyllum spicatum* - широко распространённый вид высшей водной растительности, относится к укорененным гидрофитам (погруженным) (Milojkovi'c et al., 2016). Выделение биогенных элементов биомассой *Myriophyllum spicatum* изучалось в эвтрофных озерах на северо-востоке США (Carpenter and Adams, 1979) и севере Китая (Lan et al., 2012). Показано, что компост, полученный из M. spicatum, обладает высокой сорбционной способностью в отношении растворенных в воде ТМ (Pb, Cu, Cd, Ni, Zn) (Milojkovi'c et al., 2014). Однако, скорость высвобождения/накопления и вторичное загрязнение ТМ при разложении биомассы *M. spicatum* не исследована.

В гидроэкологии скорость разложения биомассы, высвобождения и аккумуляции элементов наряду с лабораторными экспериментами в контролируемых условиях исследуются *in-situ* с применением метода «мешков с опадом» («method of litterbag»), основанного на изучении деструкции опада деревьев (Olson, 1963). Результаты, полученные с применением данного метода, зависят как от условий среды (температуры, содержания кислорода, pH), так и от условий эксперимента (от размера ячеи мешка, размещения мешков относительно дна, предварительной обработки биомассы) (Lan et al., 2012; Deng et al., 2016). В большинстве работ биомасса растений высушивается и гомогенизируется перед началом эксперимента, однако использование сырой биомассы позволяет приблизить условия к естественным, поскольку погруженные макрофиты произрастают в толще воды. Для запуска процесса разложения используют выдерживание биомассы при низких температурах (до -80°C) (Conover et al., 2016). Показано, что некоторые ТМ могут накапливаться в процессе разложения растительной биомассы, но также при этом некоторые элементы могут высвобождаться. Например, установлено (Deng et al., 2016), что в ходе разложения биомассы *Potamogeton crispus* концентрация Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Pb значительно увеличивалась, тогда как Cu и Zn снижалась. Поэтому можно предположить, что ряд элементов будет накапливаться, а другие – высвобождаться в ходе разложения биомассы *M. spicatum*. Таким образом, цель данной работы – исследовать возможность вторичного загрязнения биогенами и ТМ при разложении биомассы *M. spicatum* под влиянием антропогенного воздействия (поступления сточных вод и отходов рыбоводческого хозяйства). В задачи входило: оценить скорость разложения биомассы урути колосистой и выявить элементы накапливающиеся и высвобождающиеся при ее разложении в эксперименте *in-situ*.

2. Материалы и методы

Исследования проводили в центральной части Абаканской протоки р. Енисей. Растения собирали 16.08.2024 (точка отбора указана на Рис. 1) с лодки вручную и помещали в полиэтиленовый мешок. В лаборатории собранную биомассу промывали водопроводной, а затем дистиллированной водой, просушивали на фильтровальной бумаге для определения сырой биомассы. Около 9 г сырой биомассы урути помещали в сетчатые пакеты размером 15 × 20 см с размером ячеи около 1 мм. Несколько растений были отобраны для определения влажности и исходного содержания элементов. Пакеты

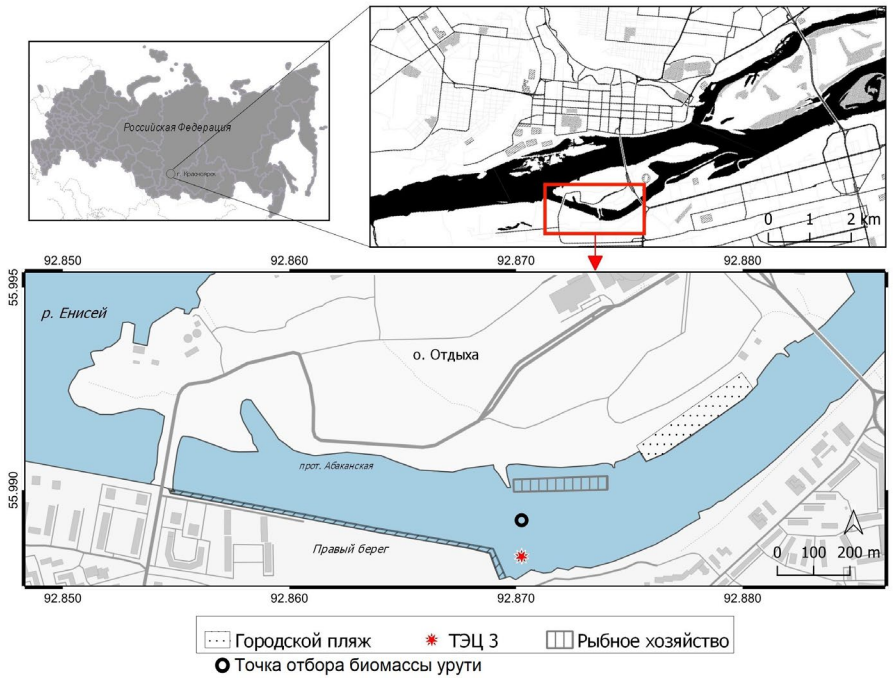


Рис.1. Карта-схема района исследования.

с растениями хранили два дня при температуре -35˚С, затем два дня при -80˚С. На 5-е сутки пакеты закрепили на крупноячеистой сетке с помощью стяжек (Рис. 2) и установили под поверхностью воды снаружи ограждения рыбоводческого хозяйства, вне контакта со дном. Было установлено три сетки, на которых рядами в трех повторностях размещались мешки с урутью (всего 30 мешков). В ходе эксперимента была обнаружена слизистая взвесь снаружи мешков с урутью, поэтому 18.09.24 г. к сетке был прикреплен дополнительно пустой мешок для последующего определения элементного состава оседающей взвеси.

2.1. Полевые исследования

Эксперимент in situ проводили с 21 августа по 25 октября 2024 г. Отбор проб из эксперимента проводили на 2-й, 3-й, 6-й, 8-й, 15-й, 29-й, 44-й и 66-й дни. Извлекали по 3 мешка со 2-го по 44-й день, в заключительный день сняли 9 мешков и один пустой со взвесью. При постановке эксперимента и в дни отбора проб измеряли температуру, pH, удельную электропроводность (УЭП), содержание кислорода в воде в точке проведения эксперимента на глубине около 0,5 м с помощью мультипарметрического зонда HI7698194 (Hanna Instruments, Румыния). Воду для гидрохимических анализов отбирали пластиковым ведром и наполняли 1 л бутылки, предварительно профильтровав через планктонную сеть с размером ячеи около 100 мкм.



Рис.2. Мешки с урутью колосистой в эксперименте *in situ* в Абаканской протоке р. Енисей.

2.2. Лабораторные измерения

Концентрацию биогенных элементов определяли в пробах воды, профильтрованных через мембранные фильтры из ацетат-целлюлозы с размером пор 0,45 мкм («Владипор») с помощью вакуумной установки по общепринятым методикам: нитритный азот – колориметрически реакцией с сульфаниламидом и а-нафтиламином (реактив Грисса) (РД 52.24.381–2017); нитратный азот – редукцией до нитритного на кадмиевой колонке (РД 52.24.380–2017); минеральный фосфор анализировали фотометрически (РД 52.24.382–2006). Аммонийный азот определяли методом Несслера (ПНД Ф 14.1:2:4.262–10) после фильтрации через шприцевую насадку со сменными фильтрами с размером пор 0,45 мкм («Владипор», Россия). Для определения концентрации растворенных форм органического углерода (РОУ, DOC (dissolved organic carbon) или NPOC (non-purgeable organic carbon)) и общего азота (РОА, TDN (total dissolved nitrogen)) пробы воды предварительно фильтровали через фильтры с размером пор 0,22 мкм («Владипор», Россия) под вакуумом. Концентрацию РОУ и РОА в воде определяли на анализаторе углерода и азота FormacsHT (Skalar, Нидерланды). Содержание общего фосфора определяли в нефильтрованных пробах воды методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) с помощью спектрометра iCAP 6300-Duo (Thermo Scientifc, Англия).

Мешки с растениями, отобранные в ходе эксперимента промывали дистиллированной водой снаружи, затем биомассу извлекали, подсушивали на фильтровальной бумаге и взвешивали в чашках Петри (с известной массой) для определения сырой биомассы. В последующем, когда биомассы оставалось мало в мешках, ее сразу помещали в чашки Петри, взвешивали и сушили при 105 ˚С в сушильном шкафу ED 53 (Binder, Германия) до постоянного веса для определения сухой биомассы. Высушенные образцы растений гомогенизировали в агатовой ступке для последующего элементного анализа. Образцы, отобранные в конце эксперимента, были объединены для анализов в виду малой биомассы: пробы из трех мешков, отобранные на 44й день, составили одну пробу, а в заключительный, 66й день, было получено три пробы из 9 мешков. Взвесь снаружи пустого мешка смывали дистиллированной водой в лоток из полипропилена и полученную суспензию фильтровали через фильтры из стекловолокна с размером пор 0,7 мкм («Лаборатория воды»).

Содержание общего азота и углерода в растениях и сестоне определяли методом высокотемпературного каталитического сжигания с помощью анализатора Flash 2000 NC Soil Analyzer (Thermo

Fisher Scientifc, Германия) (Gladyshev et al., 2007), для этого отбирали по 10 мг образца. Содержание макро- и микроэлементов в воде и растениях определяли методом (ИСП-АЭС). Для анализа методом ИСП-АЭС по 0,2 г образцов урути, высушенных до постоянного веса, озоляли в смеси азотной и хлорной кислот (1:1) на лабораторной плитке («Томьаналит», Россия), затем разводили деионизированной водой (18 МОм) до 15 мл. В качестве внутреннего стандарта использовали раствор скандия (5 мг/л). Условия измерений и характеристики спектрометра подробно описаны в работе (Anishchenko et al., 2020). Пределы обнаружения элементов для воды и растений указаны в Таблице 1. При анализе фильтров с осадком из взвеси проводили холостой опыт – озоляли фильтр в тех же условиях, что и образцы взвеси и определяли содержание элементов.

2.3. Расчеты и статистическая обработка данных

Статистическая обработка полученных данных проводилась с помощью программы Past 4.03. Поскольку большинство данных имело ненормальное распределение, для оценки связи между содержанием элементов в биомассе использовали корреляцию Спирмена.

Скорость потери веса (R, %) разлагающейся биомассой рассчитывали по уравнению (Luo et al., 2023) (1):

$R = \frac{W_t - W_0}{W_0} \times 100\%$, где «*t*» – это период разложения (день), W_t (г) – оставшийся сухой вес биомассы за время разложения «*t*», и W_0 (г) – это сухой исходный вес биомассы в нулевой момент времени.

Скорость разложения биомассы («the litter decomposition rate») *k*, рассчитывали согласно (Olson, 1963; Zhou et al., 2018) по формуле (2): $\ln \frac{W_t}{W_0} = -kt \cdot$

Для оценки накопления/высвобождения элементов в ходе разложения биомассы урути рассчитывали индекс накопления (accumulation index, *AI*) по формуле (Deng et al., 2016) (3):

$AI = \frac{W_t X_t}{W_0 X_0}$, где W_t (г) – это сухой вес биомассы в момент времени *t*, X_t (мг/кг) – содержание элемента «*X*» в биомассе в момент времени *t*, W_0 (г) - исходный вес биомассы и X_0 (мг/кг) – исходное содержание «*X*» элемента в биомассе. $AI = 1$ свидетельствует о том, что разлагающаяся биомасса в момент времени *t* содержала такую же массу элемента «*X*», как и момент, когда биомасса была изначально помещена в пакет; при $AI < 1$ наблюдается высвобождение элемента «*X*» из разлагающейся биомассы, при $AI > 1$- накопление элемента «*X*» разлагающейся биомассой.

Скорость высвобождения элементов (*ER*) из разлагающейся биомассы рассчитывали по уравнению (Luo et al., 2022) (4): $ER(MR) = \frac{G_0 - G_t}{G_0} \times 100\%$, где G_0 - начальное содержание элемента в биомассе (мг), G_t – содержание элемента в биомассе в момент времени *t*.

Таблица 1. Пределы обнаружения (мг/л) методов атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.

Элемент	Длина волны, λ	Вода	Растения
Al	396,1	0,0001	0,005
As	189,0	0,001	0,0008
B	249,6	0,0002	0,0004
Ba	455,4	0,000007	0,000008
Be	313,1	0,00002	-
	234,8	-	0,00002
Bi	223,0	0,0007	0,002
Ca	317,9	0,002	0,002
Cd	214,4	0,0001	0,00009
Co	228,6	0,0003	0,0002
Cr	267,7	0,0002	0,0002
Cu	324,7	0,00009	0,0001
Fe	238,2	0,0002	-
	259,94	-	0,001
Ga	417,2	0,0003	0,0004
K	769,8	0,02	0,03
Li	670,7	0,000003	0,000005
Mg	279,0	0,01	0,02
Mn	257,6	0,00003	0,0002
Mo	202,0	0,0004	0,0003
Na	589,5	0,002	0,005
Ni	231,6	0,0007	0,0005
P	213,6	0,001	0,02
Pb	220,3	0,002	0,001
S	182,0	0,17	0,26
Sb	206,8	0,0009	0,002
Se	196,0	0,001	0,001
Sr	421,5	0,000004	0,00008
Ti	337,2	0,00007	0,00008
Tl	190,8	0,0009	0,0008
V	268,7	0,0003	0,0002
Zn	213,8	0,0001	0,0001

Примечание: прочерк – длина волны не использовалась.

3. Результаты

В период проведения эксперимента общее содержание Al и Cu в воде в среднем превышало ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 1,11 и 4,87 раза соответственно (Таблица 2). Максимальная концентрация Li и Mn также превышала установленные $ПДК_{рыб.-хоз.}$ (Приказ…, 2016). По содержанию

Таблица 2. Гидрохимическая характеристика воды Абаканской протоки р. Енисей в точке проведения эксперимента по разложению биомассы урути колосистой (21.08 – 25.10.24) в сравнении с ПДК рыбохозяйственных водоемов (Приказ…, 2016).

Показатель, мг/л	Минимум	Максимум	Среднее	Ошибка	Коэф.вар. (%)	ПДКрыб-хоз.
Al	0,0166	**0,0906**	**0,0446**	0,0082	55,16	0,04
As	н.о.	0,003	0,001	0,0003	81,31	0,05
B	0,0043	0,0062	0,0049	0,0002	11,12	0,5
Ba	0,019493	0,031714	0,0231514	0,001317	17,07	0,74
Be	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,0003
Bi	н.о.	0,0023	0,0006	0,0003	135,63	-
Ca	23,250	29,644	26,204	0,800	9,16	180
Cd	н.о.	0,00020	0,00004	0,00002	163,46	0,005
Co	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,01
Cr	0,0001	0,0006	0,0003	0,0001	60,05	0,02
Cu	**0,00263**	**0,00646**	**0,00487**	0,00045	27,84	0,001
Fe	0,0285	0,0945	0,0562	0,0076	40,74	0,1
Ga	н.о.	0,0005	0,0003	0,0001	59,29	-
K	0,63	0,97	0,75	0,03	13,87	10
Li	0,002323	**0,008787**	0,0066884	0,000859	38,53	0,008
Mg	3,97	4,86	4,37	0,08	5,67	40
Mn	0,00273	**0,01232**	0,00870	0,00092	31,88	0,01
Mo	0,0006	0,0010	0,0008	0,0000	17,25	0,001
Na	2,929	5,693	3,588	0,275	22,97	120
Ni	н.о.	0,0005	0,0001	0,0001	206,25	0,01
P	н.о.	0,026	0,012	0,003	66,05	-
Pb	н.о.	0,001	0,000	0,000	300,00	0,006
S	2,76	4,85	3,57	0,29	24,03	-
Sb	н.о.	0,0007	0,0003	0,0001	120,78	-
Se	н.о.	0,001	0,000	0,000	118,88	0,002
Sr	0,156247	0,334916	0,226790	0,019789	26,18	0,4
Ti	0,00051	0,00364	0,00148	0,00040	80,39	0,06
Tl	н.о.	0,00010	0,00001	0,00001	300,00	-
V	0,0002	0,0009	0,0005	0,0001	40,15	0,001
Zn	н.о.	0,0064	0,0029	0,0009	87,83	0,01
NO_2	0,0049	0,0100	0,0075	0,0007	27,18	0,08
NO_3	0,1429	0,2466	0,1978	0,0104	15,84	40
Nобщ	0,270	0,570	0,394	0,036	27,34	-
РОУ	1,086	1,517	1,248	0,048	11,60	-
NH_4	0,0765	0,1070	0,0917	0,0035	11,33	0,5
$P\text{-}PO_4$	0,0005	0,0023	0,0010	0,0002	63,82	0,05
t, ˚C	12,93	**26,68**	**21,63**	1,77	24,57	20
pH	7,10	7,45	7,25	0,04	1,80	
O_2	6,7	10,9	8,6	0,5	15,77	6 (мин)
УЭП, мкСм/см	179	196	187	2	3,19	-
Минерализация	90,3	98,9	94,5	1,0	3,19	-

Примечание: Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК. Прочерк - показатель не нормируется, «н.о.» - концентрация ниже предела обнаружения.

растворенного минерального и общего фосфора исследованные воды относились к олиготрофным (Приказ…, 2016). Температура воды в среднем превышала установленный предел для водных объектов, где обитают холодолюбивые рыбы (лососевые и сиговые) в летний период (20 ˚C). Максимум температуры отмечен 28.08.24 г., после чего наблюдалось ее снижение и второй подъем 3.10.24 г. (Рис. 3). Содержание кислорода повышалось по мере снижения температуры. Наименьшей вариабельностью характеризовалась концентрация в воде Ca, Mg, РОУ, NH_4, B, Ba, УЭП, Na, K (Таблица 2, Рис. 3), тогда как для ряда ТМ – Cd, Ni, Pb, отмечены наибольшие изменения концентрации в ходе эксперимента. Общее содержание Al, Fe и Mn имело схожую динамику, достигнув максимальных значений 18.09.24 г. Наблюдалось снижение концентрации Li, Mn и РОУ с 4.09.24 до конца эксперимента.

К 15 дню эксперимента разложилось 54% биомассы урути, а 44-му дню - 92,7% (Рис. 4.10). В ходе эксперимента содержание большинства элементов увеличивалось по мере снижения биомассы (Рис. 4). К концу эксперимента (25.10.24 г.) содержание ряда элементов в биомассе урути увеличилось в десятки раз: Al в 53,5 раза, Fe–в 42 раза, Ti–в 76,2 раза, Ga–в 84,8 раза. Наблюдалось высвобождение, по сравнению с начальным содержанием, таких элементов, как B – на 67 %, Bi – на 100%, K – на 83 %, Na – на 96 %, Pb – на 78 %, P – на 85 %, S – на 95 %, C – на 37 % (Таблица 3). По индексу аккумуляции ($AI > 1$) большинство элементов (Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, V, Zn) накапливалось в биомассе в первые две недели (Рис. 5). С 8-го по 66-й день отмечено высвобождение Sb. К 29-му дню наблюдалось высвобождение Ba, Cd и Zn, к 44-му дню – высвобождение As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, Zn. В ходе всего эксперимента высвобождались In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C.

Большинство элементов (Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Mo, Se, Ti, V, Zn, N) в биомассе урути имели достоверно высокую ($rs > 0.5$, $p = 0.05$) корреляционную связь по критерию Спирмена (Рис. 6), за исключением пары Mo – K ($rs = 0.34$, $p > 0.05$). B, Bi, Ca, P, S, C, отрицательно коррелировали с вышеперечисленной группой элементов и образовывали достоверные значимые корреляционные связи между собой, за исключением пары Ca – C ($rs = 0.33$, $p > 0.05$). Pb, Sb, Sr не образовывали значимых корреляций с другими элементами (Рис. 6). Содержание элементов в органоминеральной взвеси, смытой с пустого мешка в конце эксперимента, представлено в Таблице 4.

Таблица 3. Скорость высвобождения элементов (ER, %) в 66-ти дневном эксперименте по разложению биомассы M. spicatum в Абаканской протоке р.Енисей (рассчитано по уравнению (4) (Luo et al., 2022)).

Элемент	ER, %
Al	-5248
As	-636
B	66,78
Ba	-365
Be	-2751
Bi	100
Ca	-1
Cd	-222
Co	-523
Cr	-644
Cu	-1342
Fe	-4158
Ga	-8383
In	-310
K	83
Li	-1657
Mg	-128
Mn	-315
Mo	-1947
Na	96
Ni	-912
P	87
Pb	78
S	95
Sb	-26
Se	-738
Sr	-96
Ti	-7519
Tl	-93
V	-4163
Zn	-363
N	-40
C	37

Примечание: Отрицательные значения показывают обратный высвобождению процесс накопления.

4. Обсуждение результатов

Отмеченное в ходе эксперимента в Абаканской протоке превышение $ПДК_{рыб-хоз}$. по общему содержанию Al и Cu (Таблица 2) в воде наблюдалось и ранее на данном участке (Anishchenko et al., 2023). На фоновом участке р. Енисей, расположенном в 9 км выше г. Красноярска (в 30 км ниже плотины Красноярской ГЭС) (Anishchenko et al., 2009) и на условно фоновом участке, расположенном перед дамбой (Anishchenko et al., 2023) было также зарегистрировано превышение ПДК в воде по Al и Cu. Максимальная концентрация Mn и Li в воде также превышало установленные ПДК в период проведения эксперимента. На исследуемом участке в протоку поступают воды ТЭЦ, которые могут быть источником меди, поступающей из почвы, а также вызывают тепловое загрязнение (Anishchenko et al., 2023), о чем свидетельствует превышение уста-

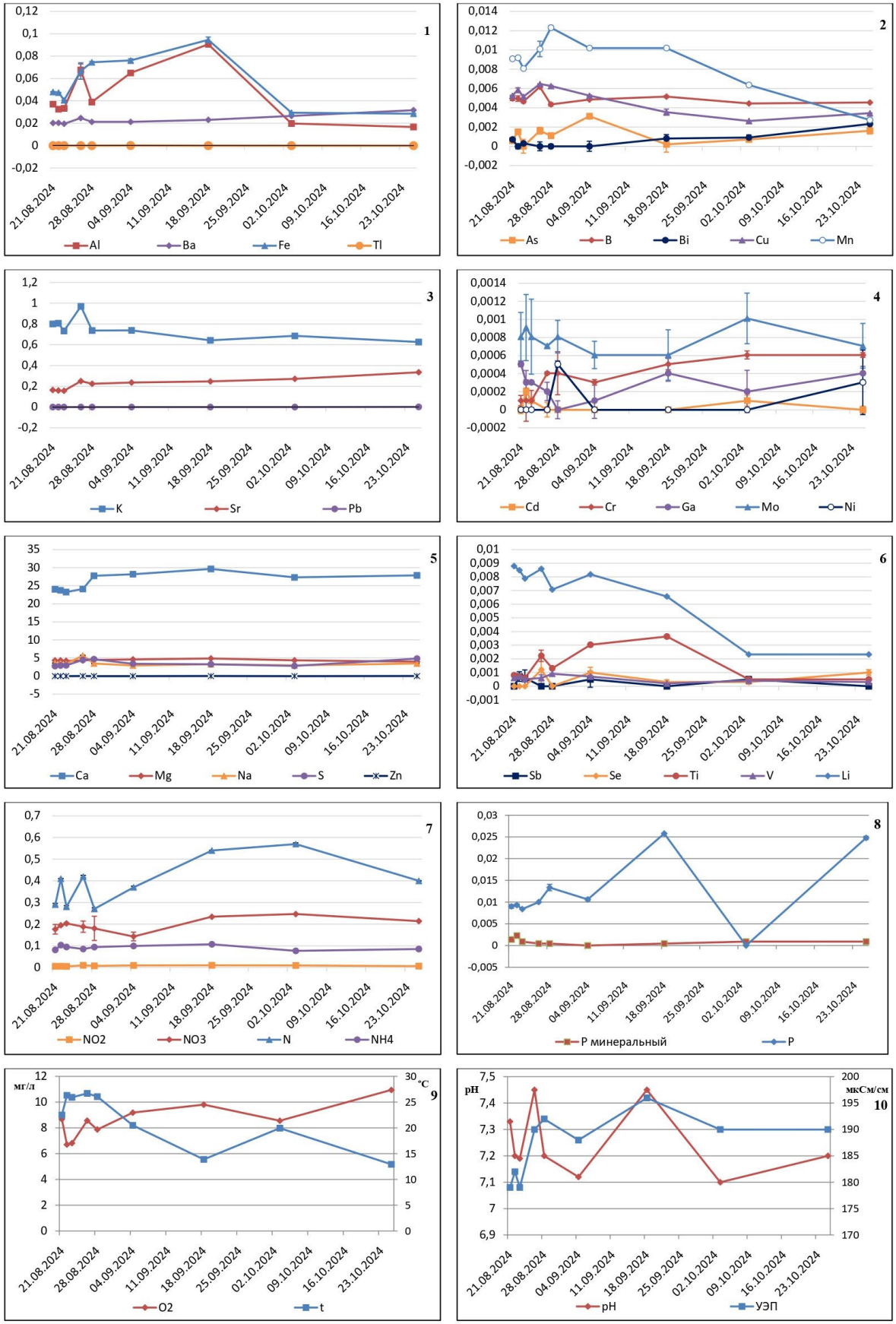


Рис.3. Динамика содержания элементов и ионов (мг/л), удельной электропроводности (мкСм/см) и температуры (°C) в воде в Абаканской протоке р. Енисей в ходе эксперимента *in situ*. Здесь и далее планки погрешностей на графиках показывают ошибки средних значений.

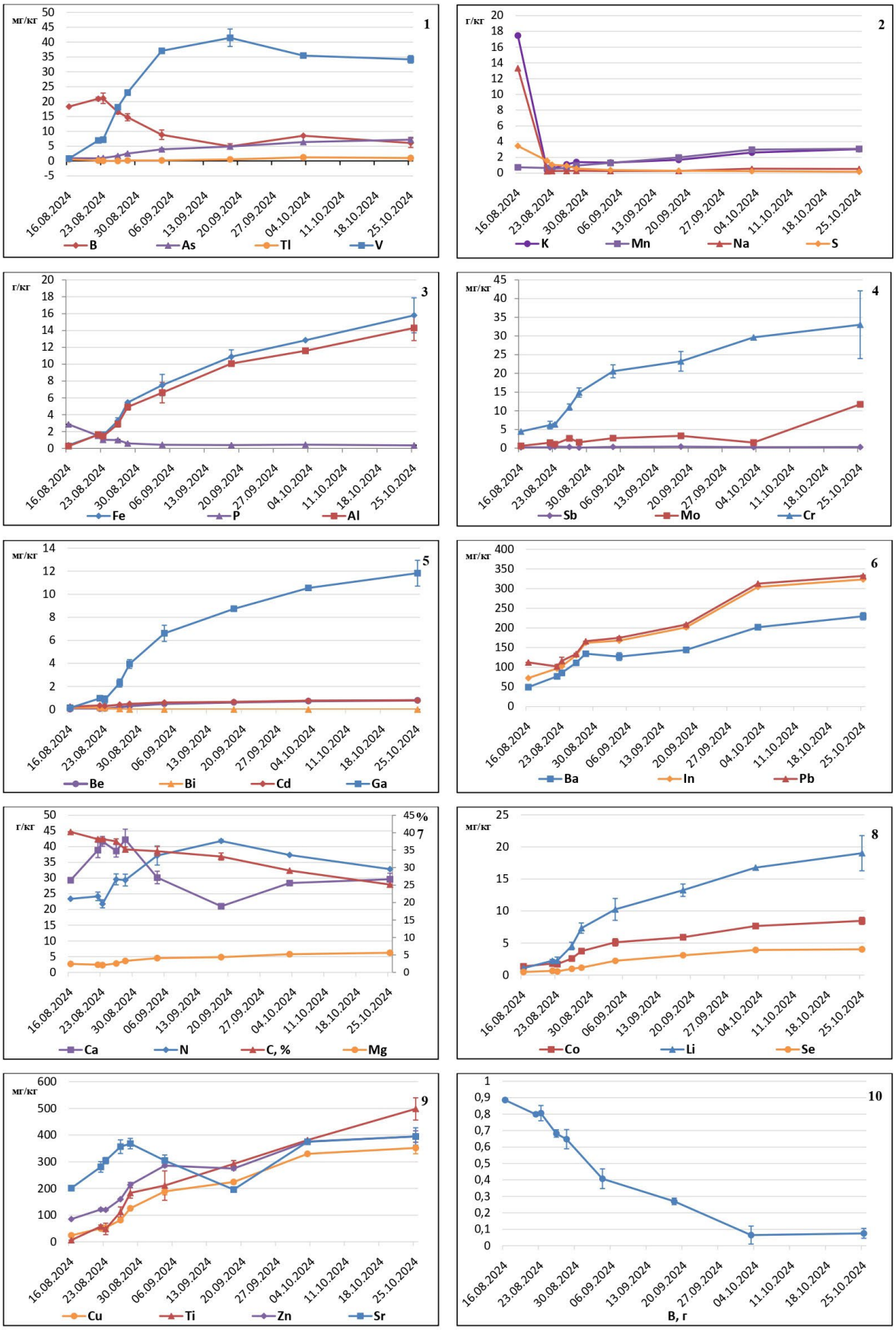


Рис.4. Динамика содержания элементов (1-9) в разлагающейся биомассе *M. spicatum* и разложения биомассы (10) в эксперименте в Абаканской протоке р. Енисей.

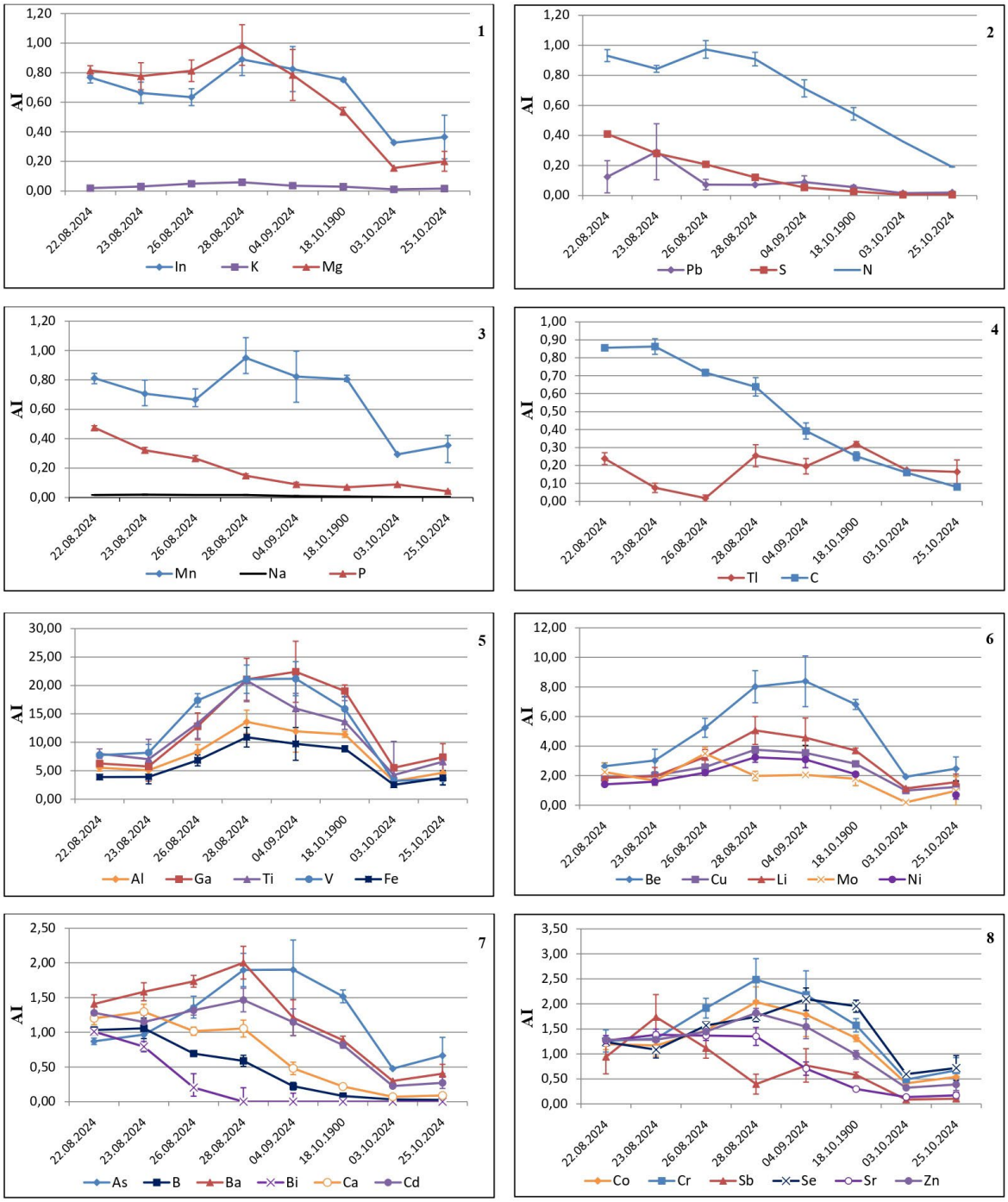


Рис.5. Динамика индекса накопления (*AI*) элементов в разлагающейся биомассе *M. spicatum* в эксперименте в Абаканской протоке р. Енисей.

новленных норм ПДК для холодолюбивых рыб в летний период. Как было показано, температура на данном участке протоки в среднем достоверно превышала фоновое значение на 8,9 ˚C (Anishchenko et al., 2023). Повышенная концентрация нитритов на данном участке протоки также отмечена ранее (Anishchenko et al., 2023), что может быть связано с деятельностью рыбоводческого хозяйства. Как известно (Wright, 1995) аммиак - основной продукт метаболизма азота у рыб, который, подвергаясь нитрификации, преобразуются нитриты, а затем в нитраты (EPA, 2002).

В сухой биомассе урути в начале эксперимента, наблюдалось более высокое содержание B (в 1,44 – 1,46 раза), Ca (в 1,12 -1,25 раза), Mn (в 1,32 раза), Na (в 2 – 1,41 раза), Pb (в 11,57 – 10,01 раза), Sr (в 1,23 – 1,18 раза), чем отмечалось ранее в *Myriophyllum* sp. прибрежной зоны данной части протоки (Anishchenko et al., 2023), но содержание ряда элементов было ниже: Cd в 2,58 – 2,88 раза, Co – в 1,58 – 2,22 раза, Cr – в 1,68 – 2,48 раза, Cu – в 1,58 – 1,86 раза, Li – в 2,62 – 2,69 раза, Ni – в 2,49 – 5,03 раза, V – в 5,95 – 7,05 раза, Zn – в 1,05 – 1,925 раза, Al и Fe на порядок.

Скорость разложения биомассы водных растений видоспецифична, она выше у погруженных, чем у плавающих на поверхности и воздушно-водных макрофитов (Zhou et al., 2018). Скорость раз-

Таблица 4. Содержание элементов (мг/кг сухого веса) в урути колосистой в начале (16.08.24 г.) и в конце эксперимента (25.10.24 г.), в смыве с пустого мешка (25.10.24 г.) из Абаканской протоки р. Енисей, в донных отложениях (ДО) р. Енисей, выше и ниже г. Красноярска (Anishchenko et al., 2010), в коммерческих кормах для рыб (минимальные и максимальные значения, собственные неопубликованные данные).

Элемент	Уруть 16.08.24	Ошибка	Уруть 25.10.24	Ошибка	Смыв	Ошибка	ДО р. Енисей	Корма (мин. - макс.)	
Al, г/кг	0,267	0,002	14,291	1,490	14,950	0,442	35,3 - 26,7	0,034	0,333
As	0,977	0,007	7,187	0,773	5,614	0,391	н.д.	0,699	7,458
B	18,297	0,025	6,079	1,554	н.о.		н.д.	н.д.	
Ba	49,310	0,138	229,454	9,286	85,999	38,281	н.д.	2,197	5,562
Be	0,028	0,000	0,795	0,048	0,673	0,021	н.д.	н.д.	
Bi	0,140	0,021	н.о.		н.о.		н.д.	н.о.	0,098
Ca г/кг	29,30	0,04	29,60	1,91	30,57	0,99	10,5 - 10,2	7,07	28,32
Cd	0,244	0,005	0,786	0,011	1,236	0,035	0,037 - 0,004	0,056	0,413
Co	1,36	0,01	8,47	0,56	9,15	0,21	8,7 - 8,0	0,08	0,41
Cr	4,44	0,01	33,01	9,06	13,91	8,63	16,8 - 15,3	0,47	4,38
Cu	24,39	0,06	351,77	21,62	162,47	4,41	7,0 - 28,7	10,37	18,09
Fe, г/кг	0,37	0,002	15,80	2,08	18,10	0,66	19,9 - 17,9	0,21	0,70
Ga	0,140	0,008	11,835	1,120	10,251	0,333	н.д.	0,028	0,265
In	22,908	0,016	94,003	10,240	64,005	5,520	н.д.	н.д.	
K, г/кг	17,47	0,12	3,03	0,55	3,24	0,32	1,78 - 1,34	5,57	11,22
Li	1,081	0,004	19,015	2,741	19,421	0,572	н.д.	0,398	1,085
Mg, г/кг	2,45	0,01	5,59	0,52	5,33	0,10	7,0 - 6,7	1,30	1,99
Mn г/кг	0,74	0,01	3,09	0,16	2,11	0,11	0,43 - 0,33	0,03	0,07
Mo	0,572	0,002	11,708	7,015	0,498	0,079	н.д.	0,287	1,503
Na, г/кг	13,34	0,09	0,54	0,02	0,36	0,32	0,52 - 0,49	1,98	8,03
Ni	3,530	0,044	35,729	1,041	31,206	0,772	30 - 28,3	0,469	5,662
P, г/кг	2,86	0,04	0,36	0,05	1,69	0,08	н.д.	5,30	17,55
Pb	40,054	0,060	8,917	1,762	9,410	0,593	3,8 - 25,2	н.о.	0,413
S, г/кг	3,46	0,07	0,17	0,03	1,26	0,20	н.д.	4,75	7,19
Sb	0,202	0,015	0,255	0,014	н.о.		н.д.	н.о.	0,105
Se	0,481	0,035	4,034	0,276	2,381	0,156	н.д.	0,321	1,917
Sr	201,106	2,744	394,779	32,649	453,342	14,998	н.д.	11,472	70,175
Ti	6,536	0,003	498,008	41,629	597,297	42,440	н.д.	н.д.	
Tl	0,530	0,039	1,024	0,204	0,012	0,012	н.д.	н.о.	
V	0,802	0,003	34,202	1,252	32,577	1,480	н.д.	0,469	2,502
Zn	85,242	0,119	394,592	21,372	167,961	21,115	43 - 83,9	139,510	396,842
N, г/кг	23,39	0,002	32,85	0,003	27,13	0,003	н.д.	87	102
C, г/кг	402,03	0,36	251,37	0,25	184,41	0,17	н.д.	477	497

Примечание: «Н.д.» - данные отсутствуют, «н.о.» - значения ниже предела обнаружения.

ложения биомассы *M. spicatum* в ходе эксперимента в Абаканской протоке варьировалась от 0,031 до 0,059 г/сут, составив за весь период (на 66-й день) 0,037 г/сут. Показано (Carpenter and Adams, 1979), что в эвтрофном озере скорость разложения сухого детрита, полученного из биомассы *M. spicatum*, имеет линейную зависимость от начального содержания азота в растительной биомассе. Полученная нами скорость разложения биомассы *M. spicatum* (в пересчете на сухое вещество) хорошо согласуется с результатом, полученным с помощью модели, предложенной в работе (Carpenter and Adams, 1979): $k_N = 0.01192N + 0.00672$, где k_N – средняя скорость разложения CPOM («coarse particulate organic matter», грубого взвешенного органического вещества), т.е. сухого детрита урути, N – исходное содержание азота в детрите урути. Данная зависимость была получена в лабораторном эксперименте и хорошо описывала результаты полевого эксперимента. Скорость разложения биомассы урути колосистой в Абаканской протоке, расчитанная с помощью данного уравнения за весь период исследования соста-

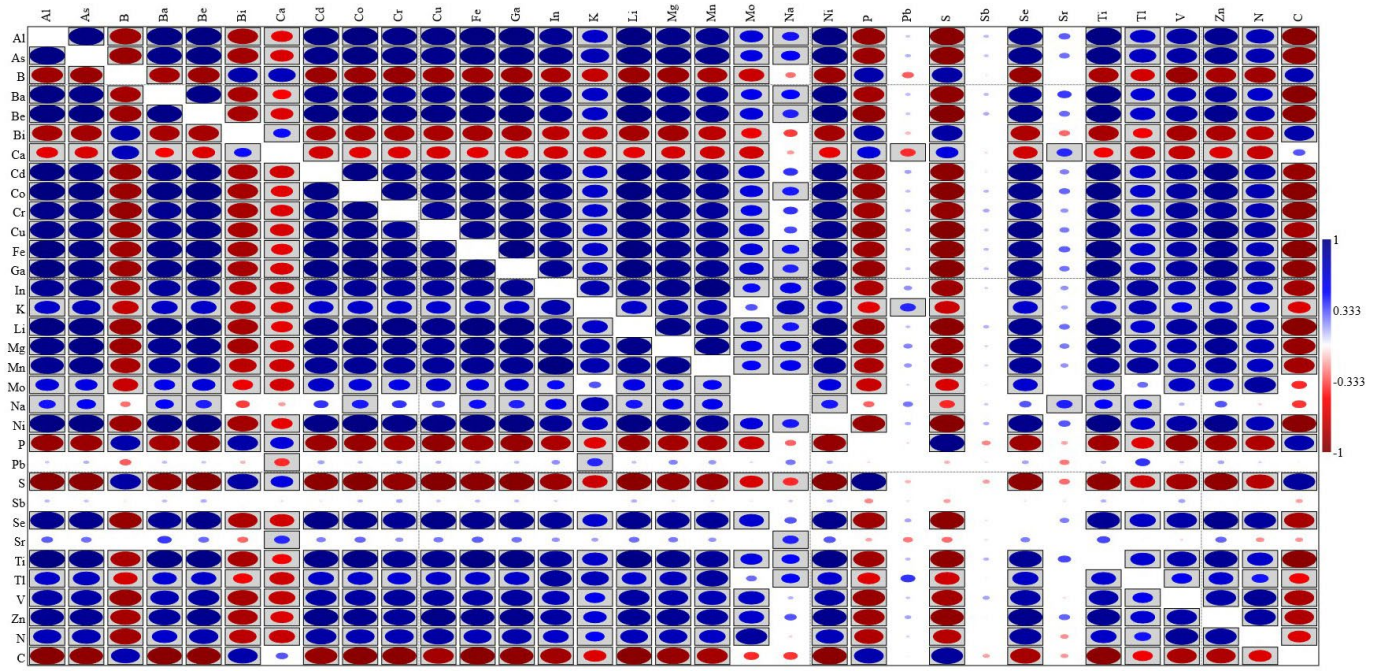


Рис.6. Матрица корреляций Спирмена между содержанием элементов в разлагающейся биомассе *M. spicatum* в Абаканской протоке р. Енисей. Серым фоном выделены достоверные значения ($p < 0.05$).

вила 0,035 г/сут, что практически совпадает со значением, полученным при расчете по формуле (2). Данное уравнение применимо для разложения биомассы урути колосистой при температуре 22 ± 1°C, которая близка к средней температуре, отмеченной нами в ходе эксперимента (21,6 ± 1,8°C). Как показывают исследования, повышенная доступность азота и фосфора может обеспечить благоприятные условия для микроорганизмов, разлагающих биомассу, усиливая таким образом активность и развитие их сообщества, что способствует повышению скорости разложения растительной биомассы (Lan et al., 2012; Zhou et al., 2018).

По исходному соотношению C/N и C/P можно предположить будут ли накапливаться или высвобождаться N и P: при C/N < 20 и C/P < 80 азот и фосфор, соответственно, будут высвобождаться, при C/N > 20 и C/P > 80 указанные элементы будут иммобилизованы (Zhou et al., 2018). В урути колосистой Абаканской протоки в начале эксперимента C/N составило 17,2 (< 20), что свидетельствует о высвобождении азота и согласуется с прогнозом, а C/P = 140,6 (> 80), однако при этом также наблюдалось высвобождение фосфора по индексу аккумуляции (Рис. 5).

Myriophyllum spicatum является биоаккумулятором в отношении ТМ (Ni, Mn, Cd, Fe, Zn, Cu, Pb (Keskinkan et al., 2003; Galal and Shehatab, 2014). Компост, полученный путем высушивания биомассы урути колосистой, также может использоваться для фиторемедиации водных экосистем при загрязнении вод Pb, Cu, Cd, Ni, Zn (Milojkovi'c et al., 2016). Как следует из полученных данных по индексу накопления (*AI*) большинство элементов, включая ТМ, накапливались в разлагающейся биомассе урути (Рис. 5). Постоянно аккумулировались Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V, при этом в конце эксперимента содержание Al, Be, Fe, Ga, Li, V, As, Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Ni и Pb в биомассе урути было близким к таковому во взвеси, смытой с пустого сетчатого мешка, установленного на 44-й день и снятого по завершению эксперимента (Таблица 4). Известно, что высокая статистически достоверная связь между содержанием элементов в компартментах водных экосистем свидетельствует об общем источнике их поступления (Gladyshev et al., 2001). В разлагающейся биомассе урути колосистой большинство элементов имели достоверно высокую корреляционную связь (Рис. 6), что, вероятно, свидетельствует о поступлении данных элементов из органоминеральной взвеси. В тоже время ряд элементов, которые не накапливались в биомассе (*AI* < 1), B, Bi, Ca, P, S, C достоверно коррелировали между собой. B, Bi, Sb не были обнаружены в составе взвеси (Таблица 4). Pb, Sb, Sr не коррелировали с другими элементами (Рис. 6). Pb высвобождался на протяжении всего эксперимента (Рис. 5), его содержание в сухой биомассе снизилось на 78 % (Таблица 3). Sb накапливалась только на 3-й и 6-й день, а Sr аккумулировался до 8-го дня (Рис. 5). Состав и содержание органоминеральной взвеси может определяться такими источниками, как донные отложения, отходы рыбоводческого хозяйства, включая остатки кормов, а также сточными водами, поступающими с ТЭЦ. В Таблице 4 представлены данные по содержанию элементов в песчано-галечных ДО реки Енисей, не подверженных влиянию рыбного хозяйства, и в коммерческих рыбных кормах (собственные неопубликованные данные). Известно, что рыбоводческие хозяйства способствуют поступлению C, N, P, сульфидов и ТМ (As, Co, Cu, Mn и Zn) в ДО в виде продуктов метаболизма рыб и несъеденных кормов, при этом в воде повышенные концентрации элементов могут не обнаруживаться (Varol, 2019). Разлагающаяся биомасса урути могла накапливать элементы как

в растворенной форме (Milojkovi'c et al., 2016), так и, вероятно, адсорбцией органоминеральной взвеси. Следует отметить, что в ходе эксперимента в изъятых из водотока мешках были обнаружены личинки хирономид, и гаммарусы, которые выбирались пинцетом для определения веса биомассы макрофита. Для оценки количественного вклада урути колосистой во вторичное загрязнение ТМ и биогенными элементами необходима адекватная оценка биомассы с учетом площади зарастания данного участка протоки, которая запланирована на следующий этап исследования. Необходимо также провести представленный в данной работе эксперимент на участке, расположенном вне зоны непосредственного влияния рыбоводческого хозяйства для проверки полученных результатов.

5. Заключение

В ходе 66-ти дневного эксперимента *in-situ* в условиях антропогенного воздействия (рыбоводческого хозяйства и поступающих вод ТЭЦ) на экосистему Абаканской протоки р. Енисей дана оценка скорости разложения биомассы *M. spicatum* (0,037 г сух. биомассы/сут); выявлены элементы постоянно накапливающиеся (Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V) и высвобождающиеся (In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C) при разложении биомассы урути колосистой. Можно выделить положительную роль разлагающейся биомассы M. spicatum как накопителя большинства ТМ, способствующего иммобилизации загрязняющих веществ. Однако, являясь источником пищи для организмов зообентоса, разлагающаяся биомасса урути способствует поступлению ТМ в пищевые цепи и передачи на высший трофический уровень, к человеку. Наряду с этим высвобождающиеся биогены – углерод, азот и фосфор, включаются в круговорот, что может способствовать повышению трофности в протоке. Таким образом, проведенное исследование показало вероятность вторичного загрязнения при разложении биомассы *M. spicatum.*

Благодарности

Работа выполнена по госзаданию ИБФ СО РАН № FWES-2024-0024. Авторы признательны к.б.н. Дроботову А.В. за предоставленную карту-схему района исследования и к.б.н. Зуеву И.В. за помощь в сборе материала для эксперимента.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Гладышев М.И., Глущенко Л.А., Кравчук Е.С. и др. 2020. Изотопный состав азота и стехиометрические соотношения элементов в биомассе *Spirogyra* в озере Байкал. Доклады российской академии наук. Науки о жизни 491: 34–136. DOI: 10.31857/S2686738920020134

Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13 декабря 2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (с изменениями на 13 июня 2024 года). URL: http://docs.cntd.ru/document/420389120

ПНД Ф 14.1:2:4.262–10. 2010. Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в питьевых, поверхностных (в том числе морских) и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. Москва.

РД 52.24.382–2006. 2006. Массовая концентрация фосфатов и полифосфатов в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом. Ростов-на-Дону. ГУ Гидрохимический институт.

РД 52.24.380–2017. 2017. Массовая концентрация нитратного азота в водах. Методика измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса после восстановления в кадмиевом редукторе. Ростов-на-Дону.

РД 52.24.381–2017. 2017. Массовая концентрация нитритного азота в водах. Методика измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса. Ростов-на-Дону.

Ansari A.A., Naeem M., Gill S.S. et al. 2020. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. Egyptian Journal of Aquatic Research 46 (4): 371–376. DOI: 10.1016/j.ejar.2020.03.002

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2009. Distribution and migration of metals in trophic chains of the Yenisei ecosystem near Krasnoyarsk City. Water Resources 36 (5): 594–603. DOI: 10.1134/S0097807809050121

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2010. Assessment of the Yenisei River Anthropogenic Pollution by Metals Concentrations in the Main Ecosystem Compartments Upstream and Downstream Krasnoyarsk City (Russia). Journal of Siberian Federal University. Biology 1 (3): 82–98.

Anishchenko O.V., Tolomeev A.P., Ivanova E.A. et al. 2020. Accumulation of elements by submerged (Stuckenia pectinata (L.) Börner) and emergent (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.) macrophytes under different salinity levels. Plant Physiology and Biochemistry 154: 328–340.

Anishchenko Yu.D., Anishchenko O.V., Zuev I.V. et al. 2023. Assessment of anthropogenic impact on the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. Journal of Siberian Federal University. Biology 16 (1): 87–108.

Aziz K.H.H., Mustafa F.S., Omer K.M. et al. 2023. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. RSC Advances 13: 17595. DOI: 10.1039/d3ra00723e

Gladyshev M.I., Gribovskaya I.V., Moskvicheva A.V. et al. 2001. Content of metals in compartments of Siberian pond. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 41 (2): 157–162. DOI: 10.1007/s002440010233

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Kolmakova A.A. et al. 2007. Seasonal correlations of elemental and ω-3 PUFA composition of seston and dominant phytoplankton species in a eutrophic Siberian Reservoir. Aquatic Ecology 41(1): 9–23.

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Anishchenko O.V. et al. 2009. Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River. Food Chemistry 115: 545–550. DOI: 10.1016/j.foodchem.2008.12.062

Best E.P.H., Dassen J.H.A., Boon J.J. et al. 1990. Studies on decomposition of Ceratophyllum demersum litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. Hydrobiologia

194: 91–114. DOI: 10.1007/BF00028411

Conover J., Green L.A., Thornber C.S. 2016. Biomass decay rates and tissue nutrient loss in bloom and non-bloom-forming macroalgal species. Estuarine, Coastal and Shelf Science 178: 58–64. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.05.018

Carpenter S.R., Adams M.S. 1979. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. Limnology Oceanography 24(3): 520–528.

Deng H., Zhang J., Chen S. et al. 2016. Metal release/accumulation during the decomposition of *Potamogeton crispus* in a shallow macrophytic lake. Journal of Environmental Sciences 42: 71–78. DOI: 10.1016/j.jes.2015.07.004

Galal T.M., Shehatab H.S. 2014. Evaluation of the invasive macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. as a bioaccumulator for heavy metals in some watercourses of Egypt. Ecological Indicators 41: 209–214. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.02.004

EPA. 2002. United States Environmental Protection Agency. Nitrification.

Varol M. 2019. Impacts of cage fish farms in a large reservoir on water and sediment Chemistry. Environmental Pollution 252: 1448–1454. DOI: 10.1080/15320383.2024.2414887

Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Yuceer A. et al. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). Process Biochemistry 39: 179–183. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00045-1

Milojkovi'c J.V., Mihajlovi'c M.L., Stojanovi'c M.D. et al. 2014. Pb (II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. Journal of Chemical Technology & Biotechnology 89: 662–670. DOI: 10.1002/jctb.4184

Milojkovi'c J., Pezo L., Stojanovi' M. et al. 2016. Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum* — A chemometric approach. Ecological Engineering 93: 112–119. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.05.012

Lan Y., Cui B., You Z. et al. 2012. Litter Decomposition of Six Macrophytes in a Eutrophic Shallow Lake (Baiyangdian Lake, China). Clean – Soil, Air, Water 40 (10): 1159–1166. DOI: 10.1002/clen.201200056

Larsen V.J., Schierup H.-H. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. ii. Seasonal changes in heavy metal content of above ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Aquatic Botany 11: 211–230. DOI: 10.1016/0304-3770(81)90062-0

Luo H., Xie S., Dai X. et al. 2022. Biomass decomposition and heavy metal release from seaweed litter, Gracilaria lemaneiformis, and secondary pollution evaluation. Journal of Environmental Management 310: 114729. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114729

Luo H., Dai X., Wang Q. et al. 2023.The accumulation and release characteristics of heavy metals on the cultivation environment in *Gracilaria* litters during decay process. Science of the Total Environment 879: 163091. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163091

O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A. et al. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae 14: 313–334. DOI: 10.1016/j.hal.2011.10.027

Emon J.F., Rohani M.F., Sumaiya N. et al. 2023. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes — A Review. Toxics 11: 510. DOI: 10.3390/toxics11060510

Ochiai M., Nakajima T. 1994. Decomposition of aquatic plant *Elodea nutallii* from Lake Biwa. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 25: 2276–2278. DOI: 10.1080/03680770.1992.11900617

Olson J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44(2): 322–331.

Zhou X.H., He Z.L., Ding F.H. et al. 2018. Biomass decaying and elemental release of aquatic macrophyte detritus in waterways of the Indian River lagoon basin, South Florida, USA. Science of the Total Environment 635: 878–891. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.047

Wright P.A. 1995. Nitrogen excretion: three end products, many physiological roles. Journal of Experimental Biology 198(2): 273–281. DOI: 10.1242/jeb.198.2.273

Analysis of water surface changes in Arga Island (the Lena Delta), based on remote sensing data

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Kartoziia A.A.*

V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Koptyug ave., 3, Novosibirsk, 630090, Russia

ABSTRACT. Recent climate change has led to an acceleration of permafrost melting in Arctic regions, causing significant landscape transformations through thermokarst processes. This study focuses on water surface dynamics in Arga Island (the Lena Delta), by analyzing satellite imagery from Sentinel-2 (2019-2024) and topographical data. We used a multi-method approach that combined median composite generation, spectral indices (MNDWI, NDVI, and Tasseled Cap), and supervised classification to quantify changes in water bodies and soil moisture. We also used the topographic position index (TPI), derived from the ArcticDEM data, to contextualize these changes within areas prone to thermokarst processes. The results indicate stable areas of water bodies over a six-year period with no significant changes in size (e.g., an area of 388 km^2 in depressions in 2019 versus 390 km^2 in 2024). However, an analysis of the MNDWI values between 2019 and 2024 has revealed localized moisture increases in upland areas, suggesting the emergence of thermokarst hotspots. These areas, which are characterized by positive TPI values and rising wetness indices, may represent early stages of degradation. Methodologically, the study demonstrates the effectiveness of cloud-based platforms, such as Google Earth Engine, for processing medium-resolution images. However, longer time series and higher resolution data are required to detect subtle trends. The use of spectral indices and topographic metrics in conjunction provides a reproducible framework for monitoring thermokarst activity in Arctic regions.

Keywords: thermokarst, the Lena Delta, lakes, machine learning, remote sensing

For citation: Kartoziia A.A. Analysis of water surface changes in Arga Island (the Lena Delta), based on remote sensing data // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1039-1051. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1039

1. Introduction

Contemporary observations confirm unprecedented global temperature rise, with the last decade representing the warmest period in recorded history (Lee and Romero, 2023). This warming is amplified in Arctic regions, where surface temperatures increase at approximately twice the global rate (Cohen et al., 2014), triggering profound transformations in permafrost landscapes. Thermokarst processes are characterized by ground subsidence resulting from the thawing of ice-rich permafrost, and they have emerged as a significant driver of landscape reorganization in the Arctic region (Jorgenson, 2013). These processes are manifested through the dynamic formation, expansion, and drainage of water bodies, altering the hydrological connectivity, biogeochemical cycles, and ecosystem pathways (Streletskiy et al., 2015; Nitze et al., 2018).

Surface water dynamics serve as a primary indicator of thermokarst activity. The expansion of lakes and soil moisture can indicate the initial melting of ground ice (Grosse et al., 2011; Liljedahl et al., 2016; French, 2017). Numerical quantification of changes in the area of water bodies and soil moisture is crucial for: assessing the stability thresholds of permafrost, projecting hotspots of methane emissions, evaluating the vulnerability of infrastructure, and modeling shifts in hydrological regimes (Grosse et al., 2011; Jorgenson, 2013; Kokelj and Jorgenson, 2013; Schuur and Mack, 2018).

Today, the analysis of remote sensing (RS) data has become a crucial method for assessing changes in the Arctic landscape. Recent advances in cloud-based geospatial platforms like Google Earth Engine (GEE) have transformed our capacity to monitor Arctic hydrological dynamics (Gorelick et al., 2017). This unprece-

*Corresponding author.
E-mail address: andrei.kartoziia@igm.nsc.ru (A.A. Kartoziia)

Received: July 31, 2025; ***Accepted:*** August 20, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

dented analytical capability arises from the integration of three critical technological advances: (1) multi-sensor satellite archives, (2) automated processing workflows, and (3) scalable cloud-computing infrastructure.

In this study, we have focused on assessing water surface changes on Arga Island, located in the Lena Delta region, over the past six years. This island is a unique site for the analysis of landscape dynamics resulting from climate change (Kartoziia, 2024; 2025). In order to conduct this assessment, we have completed the following tasks. Firstly, we have prepared a dataset consisting of satellite images from the Sentinel-2 mission (2019–2024) and a digital elevation model (DEM). We have utilized satellite imageries to generate the median composite and have created a topographic position index (TPI) map from the DEM. Secondly, we have estimated the dynamics of water surface changes. This was done by identifying water bodies in each year's median composites using supervised classification technique. Thirdly, we have identified areas that are vulnerable to thermokarst processes through a simultaneous analysis of terrain moisture and topographic features.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study area, which is rectangular in shape, is located in the central part of Arga Island (73.4°N, 124.1°E) and has an approximate area of 2,000 square kilometers (Fig. 1). The island lies in the northwestern portion of the Lena Delta, occupying a second terrace, which is elevated between 10 and 30 meters above sea level (Schwamborn et al., 2002b). The island is characterized by continuous, ice-rich permafrost at depths ranging from 400 to 1000 meters, and it has an active layer that is between 20 and 40 centimeters thick (Grigoriev, 1993; Zaplavnova et al., 2024). The cryostructure of the island's sediment is massive, with thin ice wedges (Grigoriev, 1993; Schwamborn et al., 2002a). Arga serves as an ideal natural setting for the study of thermokarst processes, due to several factors. Firstly, the terrain is characterized by a uniform pattern of thermokarst features, with submeridional lakes occupying depressions and thermal erosion valleys, facilitating the detection of landscape changes (Grigoriev, 1993). Secondly, active neotectonic activity intersects with degraded permafrost, leading to noticeable changes in surface hydrology, in particular (Imaeva et al., 2019; Zaplavnova et al., 2024). Thirdly, dwarf shrub-herbaceous communities provide a means of monitoring landscape changes through the analysis of RS data (Lisovski et al., 2025). Finally, extreme inaccessibility necessitates RS approaches, while providing critical insights into the marine-continental transition zones that are experiencing rapid Arctic warming.

2.2. Data processing and Methods

We have analyzed 38 Sentinel-2 satellite images from the period 2019 to 2024 (2019 – 4, 2020 – 8, 2021 – 4, 2022 – 6, 2023 – 9, 2024 – 7). Cloudless images (less than 5%) were selected from summer seasons through filtering. Additionally, the clouds were masked using the QA60 band, which is a cloud mask. First, we applied Principal Component Analysis (PCA) to generate a single band (PCA1) from the original Sentinel-2 bands, which comprehensively characterizes all of them. Then we have added the following spectral indices to the composite, which were calculated from the original satellite imagery bands: NDVI, MNDWI (Gao, 1996), and tasseled-cap greenness (TSG) and wetness (TSW) indices (Shi and Xu, 2019). The original Sentinel-2 satellite image channels were used to create the PCA1 channel. The average variance of the first PCA conversion channel was 95.5. In other words, this band, which is calculated for each composite and included in the analyzed composite, comprehensively describes all of the original satellite image bands. Subsequently, we generate median annual composites from the processed imagery. These median annual composites comprised

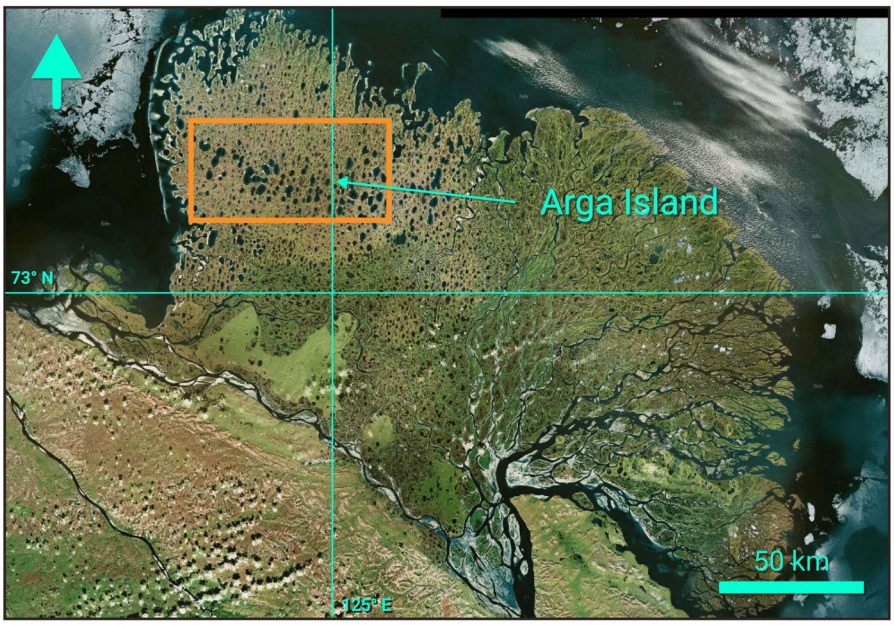


Fig.1. The area of interest, as indicated by the orange square, in a mosaic of Sentinel-2 satellite images of the Lena River delta.

normalized original Sentinel-2 bands and PCA1, as well as NDVI, MNDWI, TSG, TSW. In addition to this, we have utilized topography data from ArcticDEM in our study. ArcticDEM is a detailed and precise digital elevation model of the Arctic.

We have conducted an analysis of changes in water surface area. To this end, we identified water bodies in median composites using supervised classification technique. We used only the following bands of the composite data for the classification: PCA1, NDVI, MNDWI, TSG, TSW, B8, B11 and B12. The minimum distance algorithm was used in classification mode (Jensen, 2016), which returns the closest class. The distance metric was "cosine". It was spectral angle from the unnormalized class mean. We have recognized 15 training data polygons for water and land surface classes in median composite image from 2021. We have chosen the year 2021 for selecting training and validation data based on its equal distance from 2019 and 2024. These polygons were subsequently converted into 41,654 sample points with unique values, which were then randomly divided into two groups: one for training (65%), and one for testing (35%). The analysis of the mean spectral characteristics of water and land classes revealed notable differences between them in the selected bands (Fig. 2).

After that, we classified the median composite image for 2021 and assessed the accuracy of the model. The confusion matrix and relevant metrics (overall accuracy, recall, precision) were used to evaluate the accuracy. All metrics yielded a 100% accuracy score. High levels of statistical accuracy in classification into two categories are typical for such studies (Amani et al., 2019; Merchant et al., 2023; Yu et al., 2024). This is because the reference polygons, which are used for training and validating the models, are collected by researchers at terrains that clearly correspond to a specific land or water surfaces. As a result, the classifier accurately classifies the validation data. In the future, during the process of classifying a composite image, the model might experience difficulty assigning ambiguous pixels to a particular class. This occurs, for example, where shallow bodies of water have overgrown. Therefore, additional visual analysis is a standard

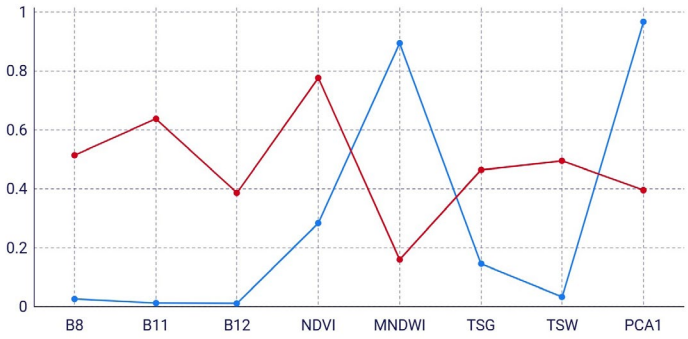


Fig.2. Spectral signatures of water (blue line) and land (red line) classes. The y-axis represents normalized reflectance for the Sentinel-2 bands, as well as index values for the indices.

practice to verify the accuracy of the results. In this instance, such analysis confirmed the high precision of the water body identification, which is in line with previous studies (Kartoziia, 2024; 2025) (Fig. 3). Finally, the median composite data from other study years were classified and we have obtained the areas of the water bodies for each analyzed year.

Additionally, topographical data was used to distinguish water bodies and independently estimate their area within thermokarst depressions and uplands. We used the TPI to identify the depressions (negative values) and elevations (positive values) (De Reu et al., 2013). The TPI was calculated as the difference between the values from a two mean DEMs, obtained from the original DEM using moving windows of radii 100 m and 1000 m.

All work within the scope of this study was conducted using the Google Earth Engine cloud platform.

3. Results and Discussion

As previously mentioned, there has been a steady increase in average annual temperatures in Arctic territories (Lee and Romero, 2023). This trend has led to various consequences in different regions of the Arctic. For example, it has resulted in active melting of permafrost (Romanovsky et al., 2017) and the formation of thermokarst landforms (Kanevskiy et al.,

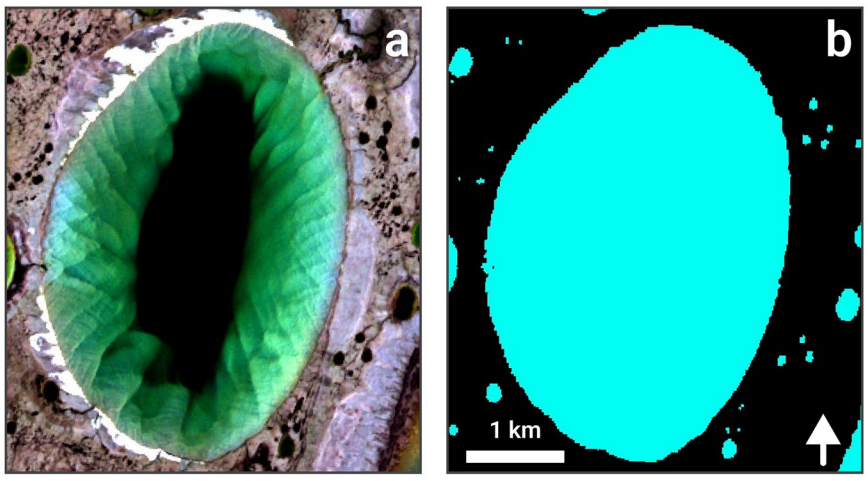


Fig.3. A fragment of the study area in the satellite image of 2021 (a) and the result of the classification of the median composite image for the same year (b; water surfaces are highlighted in blue, land is black).

2017). Additionally, the thickness of active layer has increased (Farquharson et al., 2019), as has the area of lakes (Lee and Romero, 2023). These changes have been observed both in remote sensing data and in data from weather stations and field studies. The area of thermokarst lakes in the Arctic tends to increase slowly (Chen et al., 2022). However, the local dynamics of change in different regions may vary. Furthermore, even within a single region, different studies can produce different results. For instance, in the case of the Kolyma Lowland, one study found a 0.51% reduction in lake area between 1999 and 2014 (Nitze et al., 2017), whereas another study concluded that lake areas had increased by 0.89% between 1999 and 2013 and 4.15% between 1999 and 2018 (Veremeeva et al., 2021).

According to the latest analysis of data on environmental changes collected at the scientific station on Samoilov Island during the period 2002–2017, it was found that the temperature of the permafrost at a depth of approximately 21 meters increased by 1.3°C (Boike et al., 2019). However, the depth of the active layer has shown significant fluctuations from year to year (Boike et al., 2019). In another study (Nitze and Grosse, 2016), researchers analyzed changes to the Earth's surface within the delta, using satellite image data from the period 1999–2014. They found that most lakes in the area had expanded, while approximately 40 other lakes had dried up. The exact sizes of these water bodies were not determined. When compiling the latest habitat map, based on remote sensing data and long-term field research, the authors correctly point out that water bodies, especially smaller ones, are highly variable (Lisovski et al., 2025). Therefore, given the global trend towards warming and the increasing area of thermokarst lakes, as well as local data on changes to the natural environment within the Lena Delta, we attempted to determine whether these changes have been reflected in the dynamics of water body areas. Besides the study provides an assessment of changes to the surface areas of water bodies within the considerable part of Lena River Delta for the first time.

The results of the analysis of changes in the water surface area are presented in Table 1. According to our estimates, the area of water bodies has remained largely unchanged. Even uplands, which are particularly susceptible to thermokarst, have not shown significant changes. The lack of a clear trend in the water surface indicates that six years may not be sufficient to identify significant trends. Additionally, the spatial resolution of 10 meters for the Sentinel-2 data, while it is the best available among free satellite imagery, is not sufficient for detailed analysis. However, the obtained results clearly denoted the absence of rapid catastrophic landscape changes and a sudden increase in water bodies.

In the next phase of the research, we identified areas that are prone to thermokarst processes. We identified areas that are vulnerable to thermokarst processes by simultaneously analyzing terrain moisture and topographic characteristics. The MNDWI bands of the median composites of 2019 and 2024 have been analyzed. We have subtracted the values of the 2024 composite image from those of the 2019 image. The positive values in the resulting raster indicate areas that have experienced an increase in soil moisture. Then, we discovered these terrains located on the uplands with flat surfaces (Fig. 4). We can assume that these identified areas will be hot spots of thermokarst activity in the future. Furthermore, these areas have a great potential for landscape change, in contrast to near-by areas in the depressions, where significant changes have already occurred.

Table 1. The area of water bodies within the study area during the years 2019-2024.

Year	Area of water bodies in uplands (km²)	Area of water bodies in depressions (km²)
2019	13	388
2020	14	403
2021	14	398
2022	15	400
2023	14	398
2024	13	390

The obtained results demonstrate the main possibilities for monitoring the condition of landscapes and assessing thermokarst activity based on the analysis of water bodies and soil moisture estimates. The presented approach generally allows for the collection of comprehensive information on the Arctic landscape using freely available data. This could assist government agencies and commercial enterprises in developing long-term, sustainable development plans that are based on numerical estimations.

However, the presented approach does have some limitations. Firstly, the analysis of medium-scale data, such as Sentinel and Landsat imagery, requires a longer time series in order to identify significant trends in landscape changes that are conditioned by global climate change. It requires addressing a number of challenges related to the differences between space missions and the characteristics of their imagery. Moreover, the identification of water bodies is a relatively simple task, but the analysis of soil moisture based on spectral indices requires more complex statistical methods, which can help to analyze the trends in changes of each pixel. Additionally, such studies can be complemented by an analysis of correlations between RS data and atmospheric data. Finally, it is worth noting that the conduct of these studies would not have been possible without ground-based observations.

We intend to continue our research into the analysis of water surface changes and their relationships with thermokarst activity across other areas of the Lena Delta. We will primarily focus on islands that are relevant to the third terrace, as they (1) comprise ice-complex deposits, which are particularly susceptible to permafrost degradation; and (2) have been comprehensively described during numerous previous international expeditions. In particular, there is a wealth of geological, geomorphological, geocryological and botanical data available.

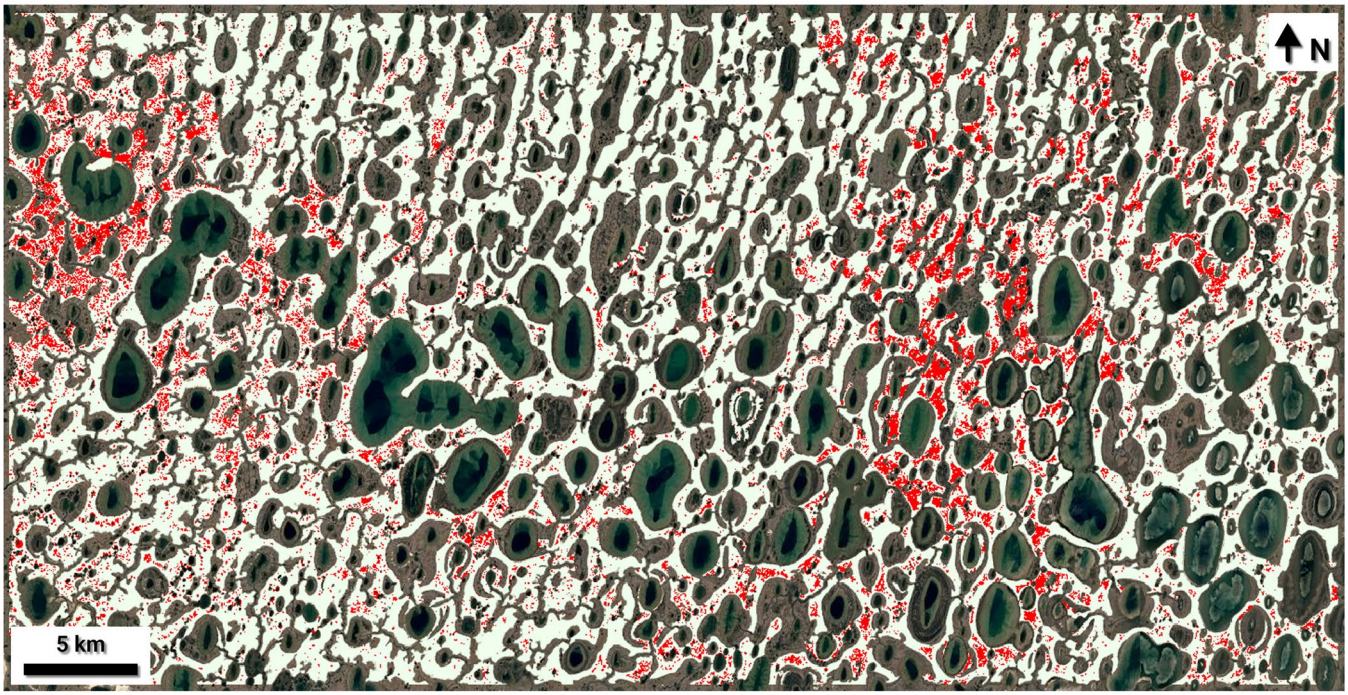


Fig.4. The positive TPI values indicate uplands (white areas) and terrain with positive differences between the 2019 and 2024 MNDWI bands (red areas).

4. Conclusions

Despite the accelerated warming in the Arctic region, Arga Island has not shown a statistically significant change in the extent of its water bodies between 2019 and 2024. This stability is in contrast to the wider pan-Arctic trends, and may be attributed to the unique characteristics of the island and the limited time frame of the analyzed data set. MNDWI analysis has identified upland areas with increasing soil moisture, which are likely precursors to future thermokarst development. The combination of spectral indices, such as MNDWI and Tasseled Cap, and TPI was effective in identifying thermokarst-susceptible areas. However, the 10-meter resolution of Sentinel-2 data limited the detection of smaller water bodies, highlighting the need for additional data from UAVs or high-resolution satellites. Extended monitoring (≥ decadal) and cross-validation with ground-based permafrost metrics (for example, active layer thickness) is essential to distinguish climate-driven changes from local geomorphic feedback. The framework developed in this study is scalable to other regions affected by thermokarst, particularly where field access may be limited. This research enhances our ability to monitor permafrost degradation using remote sensing techniques, providing a valuable baseline for assessing the impacts of climate change on the Arctic.

Acknowledgements

Work is done on state assignment of IGM SB RAS (№122041400252-1).

Conflict of interest

The author declares no conflicts of interest.

References

Amani M., Brisco B., Afshar M. et al. 2019. A generalized supervised classification scheme to produce provincial wetland inventory maps: an application of Google Earth Engine for big geo data processing. Big Earth Data 3(4): 378–394. DOI: 10.1080/20964471.2019.1690404

Boike J., Nitzbon J., Anders K. et al. 2019. A 16-year record (2002–2017) of permafrost, active-layer, and meteorological conditions at the Samoylov Island Arctic permafrost research site, Lena River delta, northern Siberia: an opportunity to validate remote-sensing data and land surface, snow, and permafrost models. Earth System Science Data 11: 261–299. DOI: 10.5194/essd-11-261-2019

Chen Y., Liu A., Cheng X. 2022. Landsat-based monitoring of landscape dynamics in Arctic permafrost region. Journal of Remote Sensing 2022: 9765087. DOI: 10.34133/2022/9765087

Cohen J., Screen J., Furtado J. et al. 2014. Recent Arctic amplification and extreme mid-latitude weather. Nature Geoscience 7(9): 627–637. DOI: 10.1038/ngeo2234

De Reu J., Bourgeois J., Bats M. et al. 2013. Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. Geomorphology 186: 39–49. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.12.015

Farquharson L.M., Romanovsky V.E., Cable W.L. et al. 2019. Climate change drives widespread and rapid thermokarst development in very cold permafrost in the Canadian high Arctic. Geophysical Research Letters 46: 6681–6689. DOI: 10.1029/2019GL082187

French H.M. 2017. The periglacial environment. Fourth edition. Chichester, UK: John Wiley & Sons. DOI: 10.1002/9781119132820

Gao B. 1996. NDWI — A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sensing of Environment 58(3): 257–266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3

Gorelick N., Hancher M., Dixon M. et al. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Big Remotely Sensed Data: tools, applications and experiences 202: 18–27. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031

Grigoriev M.N. 1993. Criomorphogenesis in the Lena Delta. Yakutsk, USSR: Permafrost Institute Press. (in Russian)

Grosse G., Harden J., Turetsky M. et al. 2011. Vulnerability of high-latitude soil organic carbon in North America to disturbance. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 116: G00K06. DOI: 10.1029/2010JG001507

Imaeva L.P., Gusev G.S., Imaev V.S. 2019. Dynamics of the relief and sesmotectonic activity of the modern structures in the delta of the river Lena. Geotectonics 5: 62–77. DOI: 10.31857/S0016-853X2019562-77

Jensen J.R. 2016. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Upper Saddle River: Prentice-Hall Inc.

Jorgenson M.T. 2013. Thermokarst Terrains. In: Shroder J.F. (Ed.), Treatise on Geomorphology. San Diego: Academic Press, pp. 313–324. DOI: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00215-3

Kanevskiy M., Shur Y., Jorgenson T. et al. 2017. Degradation and stabilization of ice wedges: Implications for assessing risk of thermokarst in northern Alaska. Geomorphology 297: 20–42. DOI: 10.1016/j.geomorph.2017.09.001

Kartoziia A. 2024. Using Google Earth Engine to assess the current state of thermokarst terrain on Arga Island (the Lena Delta) Earth 5(2):228–243. DOI: 10.3390/earth5020012

Kartoziia A. 2025. Machine learning and morphometric analysis for evaluating the vulnerability of tundra landscapes to thermokarst hazards in the Lena Delta: A Case Study of Arga Island. GeoHazards 6(2): 31. DOI: 10.3390/geohazards6020031

Kokelj S.V., Jorgenson M.T. 2013. Advances in thermokarst research. Permafrost and Periglacial Processes 24(2):108–119. DOI: 10.1002/ppp.1779

Lee H., Romero J. 2023. Climate Change 2023: Synthesis report. Contribution of working groups i, ii and iii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Geneva, Switzerland: IPCC. DOI: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.00

Liljedahl A., Boike J., Daanen R. et al. 2016. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology. Nature Geoscience 9(4): 312–318. DOI: 10.1038/ngeo2674

Lisovski S., Runge A., Shevtsova I. et al. 2025. A new habitat map of the Lena Delta in Arctic Siberia based on field and remote sensing datasets. Earth System Science Data Discussions 17(4): 1707–1730. DOI: 10.5194/essd-17-1707-2025

Merchant M., Brisco B., Mahdianpar M. et al. 2023. Leveraging google earth engine cloud computing for large-scale arctic wetland mapping. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 125: 103589. DOI: 10.1016/j.jag.2023.10358

Nitze I., Grosse G. 2016. Detection of landscape dynamics in the Arctic Lena Delta with temporally dense Landsat time-series stacks. Remote Sensing of Environment 181: 27–41. DOI: 10.1016/j.rse.2016.03.038

Nitze I., Grosse G., Jones B.M. et al. 2017. Landsat-based trend analysis of lake dynamics across northern permafrost regions. Remote Sensing 9(7): 640. DOI: 10.3390/rs9070640

Nitze I., Grosse G., Jones B.M. et al. 2018. Remote sensing quantifies widespread abundance of permafrost region disturbances across the Arctic and Subarctic. Nature Communications 9(1): 5423. DOI: 10.1038/s41467-018-07663-3

Romanovsky V.E., Smith S.L., Shiklomanov N.I. et al. 2017. Terrestrial permafrost. In Blunden J. and Arndt D. (Ed.), State of the Climate in 2016. Boston: Bulletin of the American Meteorological Society. pp. S147-S151.

Schuur E.A.G., Mack M.C. 2018. Ecological Response to Permafrost Thaw and Consequences for Local and Global Ecosystem Services. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 49: 279–301. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-121415-032349

Schwamborn G., Andreev A.A., Rachold V. et al. 2002. Evolution of Lake Nikolay, Arga Island, western Lena River Delta, during Late Pleistocene and Holocene time. Polarforschung 70: 69–82.

Schwamborn G., Rachold V., Grigoriev M.N. 2002. Late Quaternary sedimentation history of the Lena Delta. Quaternary International 89(1): 119–134. DOI: 10.1016/S1040-6182(01)00084-2

Shi T., Xu H. 2019. Derivation of tasseled cap transformation coefficients for Sentinel-2 MSI at-sensor reflectance data. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 12(10): 4038–4048. DOI: 10.1109/JSTARS.2019.2938388

Streletskiy D., Anisimov O., Vasiliev A. 2015. Permafrost degradation. In: Shroder J.F., Haeberli W., Whiteman C. (Ed.), Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters. San Diego: Academic Press, pp. 303–344. DOI: 10.1016/B978-0-12-394849-6.00010-X

Veremeeva A., Nitze I., Günther F. et al. 2021. Geomorphological and climatic drivers of thermokarst lake area increase trend (1999–2018) in the Kolyma Lowland yedoma region, North-Eastern Siberia. Remote Sensing 13(2): 178. DOI: 10.3390/rs13020178

Yu Y., Hui F., Zhou Y. et al. 2024. The first 10 m resolution thermokarst lake and pond dataset for the Lena Basin in the 2020 thawing season. Big Earth Data 8: 302–332. DOI: 10.1080/20964471.2023.2280279

Zaplavnova A.A., Deev E.V., Potapov V.V. 2024. Structure of the Upper Part of the Earth's Crust in the Area of the Lena River Delta: The First Magnetotelluric Data. Doklady Earth Sciences 514: 249–254. DOI: 10.1134/S1028334X23602833

Оригинальная статья

Анализ изменений водной поверхности на острове Арга (дельта Лены) на основе данных дистанционного зондирования

Картозия А.А.*

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, пр. Академика Коптюга, 3, Новосибирск, 630090, Россия

АННОТАЦИЯ. Современный тренд изменения климата приводит к интенсификации деградации подземных льдов в арктических регионах, которая выражается в значительной трансформации геолого-геоморфологических условий. В данном исследовании изучена динамика водной поверхности на острове Арга (дельта реки Лены), путем анализа спутниковых снимков Sentinel-2 (2019-2024 гг.) и цифровой модели рельефа. Применен комплексный подход, сочетающий анализ медианных композитов, рассчитанных спектральных индексов (MNDWI, NDVI, Tasseled Cap) и управляемую классификацию для количественной оценки изменений водных объектов и влажности почв. Индекс топографической позиции (TPI), рассчитанный на основе ArcticDEM, позволил выявить участки, которые особенно подвержены термокарстовым процессам. Результаты свидетельствуют о стабильности площадей водных объектов за шестилетний период без значительных изменений. Например, 388 км^2 в понижениях рельефа в 2019 г. против 390 км^2 в 2024 г.). Однако анализ значений MNDWI между 2019 и 2024 гг. выявил локальное увеличение влажности на плоских возвышенных участках, указывающее на интенсификацию термокарста в их пределах. Эти зоны, характеризующиеся положительными значениями TPI и ростом значений индекса увлажнения, представляют собой участки особенно уязвимые к будущим трансформациям рельефа из-за деградации многолетнемерзлых пород. Проведенное исследование демонстрирует эффективность и удобство облачных технологий (Google Earth Engine) для обработки данных дистанционного зондирования. Однако для выявления трендов на более детальном уровне требуются более длинные временные ряды и данные высокого разрешения. Совместное использование спектральных индексов и морфометрических характеристик рельефа создает воспроизводимую основу для мониторинга термокарстовой активности в труднодоступных арктических регионах.

Ключевые слова: термокарст, дельта Лены, озера, машинное обучение, дистанционное зондирование

Для цитирования: Картозия А.А. Анализ изменений водной поверхности на острове Арга (дельта Лены) на основе данных дистанционного зондирования // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1039-1051. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1039

1. Введение

Современные данные указывают на рост глобальной температуры земной поверхности, причем последнее десятилетие стало самым теплым за всю историю наблюдений (Lee and Romero, 2023). Данное потепление усиливается в арктических регионах, где рост температур примерно в два раза быстрее средних мировых значений (Cohen et al., 2014), что обуславливает глубокие изменения экосистем Арктики. Термокарстовые процессы, характеризующиеся просадкой поверхности вследствие таяния льдистых грунтов, выступают значимым фактором трансформации рельефа в Арктике (Jorgenson, 2013). Эти процессы находят свое отражение в увеличении влажности почв, количества и площади водных объектов, изменении гидросети территории, а также резком изменении растительного и почвенного покрова (Streletskiy et al., 2015; Nitze et al., 2018).

Динамика поверхностных вод служит ключевым индикатором термокарстовой активности. Увеличение площади озер и рост влажности почв могут свидетельствовать о начальной стадии формирования термокарстовых понижений (Grosse et al., 2011; Liljedahl et al., 2016; French, 2017). Количественная оценка изменений площади водных объектов и влажности почв критически важна для: определения порогов стабильности многолетнемерзлых пород (ММП), прогнозирования очагов

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: andrei.kartoziia@igm.nsc.ru (A.A. Kartoziia)

Поступила: 31 июля 2025; ***Принята:*** 20 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

выбросов метана, оценки уязвимости инфраструктуры, моделирования сдвигов гидрологического режима (Grosse et al., 2011; Jorgenson, 2013; Kokelj and Jorgenson, 2013; Schuur and Mack, 2018).

В настоящее время анализ данных дистанционного зондирования (ДДЗ) стал одним из основных методов оценки изменений арктических территорий. Современные облачные платформы, такие как Google Earth Engine (GEE), вывели на новый уровень мониторинг окружающей среды Арктики (Gorelick et al., 2017). Облачные технологии позволили накопить значительный набор спутниковых данных мультисенсорных систем в открытом доступе, а также автоматизировать и значительно ускорить процессов обработки и анализа ДДЗ.

В данном исследовании мы оценили изменения площади водных объектов на острове Арга (дельта реки Лены) за последние шесть лет. Этот остров представляет собой уникальный полигон для анализа термоденудационных процессов и их связи с геологическим и геоморфологическим строением местности (Kartoziia, 2024; 2025). Для решения поставленной задачи были выполнены следующие работы. (1) Подготовка набора данных, включающего снимки Sentinel-2 (2019-2024 гг.) и цифровую модель рельефа (ЦМР), с генерацией медианных композитов и расчетом индекса топографической позиции (TPI). (2) Оценка динамики водной поверхности путем идентификации водных объектов в ежегодных медианных композитах методом управляемой классификации. (3) Выявление участков, уязвимых к термокарстовым процессам, путем анализа увлажненности почв и рельефа территории.

2. Материалы и Методы

2.1. Территория исследований

Район исследований прямоугольной формы расположен в центральной части острова Арга (73.4˚ с.ш., 124.1˚ в.д.) и обладает площадью приблизительно 2000 км^2 (Рис. 1). Остров занимает северо-западную часть дельты Лены, относясь ко второму надпойменному геоморфологическому уровню с абсолютными отметками 10–30 м над ур. м. (Schwamborn et al., 2002b). Вопросы генезиса четвертичных отложений, которые слагают острова дельты, в данной работе не рассматриваются. Для территории характерны: сплошное распространение ММП на глубину 400–1000 м и сезонно-талый слой толщиной 20–40 см (Григорьев, 1993; Zaplavnova et al., 2024). Отложения, слагающие остров, характеризуются массивной криотекстурой и в них распространены тонкие повторно-жильные льды (Григорьев, 1993; Schwamborn et al., 2002a). Уникальность острова для изучения термоденудационных процессов обусловлена следующими факторами. Рельеф территории в значительной степени однообразен. В пределах острова распространены термокарстовые котловины и термоэрозионные долины. Это значительно упрощает анализ рельефа местности. В котловинах обычно располагаются удлиненные озера субмеридионального простирания (Григорьев, 1993). В пределах дельты активны неотектонические процессы, обуславливающие разно-амплитудные движения блоков, которые, в свою очередь, выражаются в рельефе островов (Imaeva et al., 2019; Zaplavnova et al., 2024). Тундровая растительность позволяет изучать рельеф без необходимости учета влияния растительности, а отличия отражательной способности различных ботанических сукцессий помогает прослеживать этапность формирования криогенного рельефа (Lisovski et al., 2025). Также отметим, что территория острова практически недоступна для полевых исследований, что требует применения дистанционных методов анализа для получения данных.

2.2. Обработка данных и методы

В ходе исследования было проанализировано 38 спутниковых снимков Sentinel-2 за период с 2019 по 2024 год (2019 – 4 снимка, 2020 – 8, 2021 – 4, 2022 – 6, 2023 – 9, 2024 – 7). Безоблачные снимки летних сезонов были отобраны путем фильтрации (менее

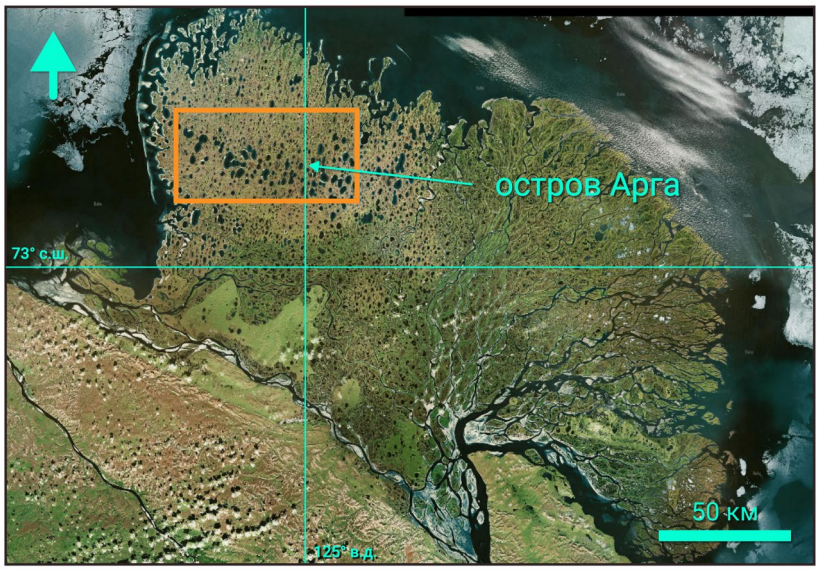


Рис.1. Территория исследований (оранжевый квадрат) на мозаике спутниковых снимков Sentinel-2.

5% облачности). Имеющийся на снимках облачный покров маскировался с использованием канала QA60. На первом этапе обработки данных был применен метод главных компонент (PCA). Для генерации канала PCA1 использовались исходные каналы спутниковых снимков Sentinel-2. Средняя дисперсия первого канала преобразования PCA составила 95,5. Другими словами, данный канал, рассчитанный для каждого снимка и вошедший в анализируемые композиты, комплексно характеризует все исходные каналы спутниковых изображений. Затем к композиту были добавлены следующие спектральные индексы, рассчитанные на основе исходных каналов спутниковых изображений: NDVI, MNDWI (Gao, 1996), а также индексы «зелености» (TSG) и «влажности» (TSW) из преобразования Tasseled Cap (Shi and Xu, 2019). Эти индексы широко используются для анализа Арктики и характеризуют растительный покров и гидрологические условия территории. Эти процедуры были выполнены для всех отобранных снимков. Впоследствии были сгенерированы ежегодные медианные композиты из обработанных изображений. Эти медианные композиты включали нормализованные исходные каналы Sentinel-2, PCA1, а также индексы NDVI, MNDWI, TSG и TSW. Дополнительно в исследовании использовалась цифровая модель рельефа (ЦМР) ArcticDEM, представляющая собой самую детальную ЦМР свободного доступа на территорию Арктики.

Анализ изменений площади водной поверхности проводился путем идентификации водных объектов на медианных композитах с использованием метода управляемой классификации. Для классификации использовались следующие каналы композитных данных: PCA1, NDVI, MNDWI, TSG, TSW, B8, B11 и B12. В качестве алгоритма классификации применялся метод минимального расстояния (Jensen, 2016), который возвращает ближайший класс с использованием косинусной метрики расстояния. Для обучения модели было выделено 15 тренировочных полигонов для классов «вода» и «земля» на медианном композите за 2021 год. Выбор медианного композита 2021 года для обучения модели обусловлен его равноудаленностью от 2019 и 2024 гг. Затем тренировочные полигоны впоследствии были преобразованы в 41 654 точки с уникальными значениями, которые затем случайным образом были разделены на две группы: 65% для обучения и 35% для тестирования. Анализ средних спектральных характеристик классов «вода» и «земля» выявил значимые различия между ними в выбранных каналах (Рис. 2).

После была выполнена классификация медианного композита за 2021 год и оценена точность модели. Для оценки точности были рассчитаны матрица ошибок и метрики качества: общая точность (OA), полнота (recall), точность (precision). Все метрики дали 100% результат точности. Высокие показатели статистической точности во время классификации на два класса обычны для подобных исследований (Amani et al., 2019; Merchant et al., 2023; Yu et al., 2024). Это связано с

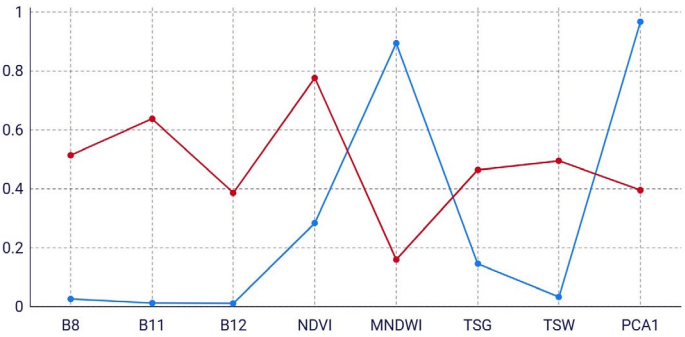


Рис.2. Спектральные характеристики поверхностей водных объектов (синяя линия) и земли (красная линия). По оси Y нормализованные значения каналов Sentinel-2 и индексов.

тем, что эталонные полигоны, т.е данные для тренировки и валидации моделей, для поверхностей земли и воды берутся исследователями на участках, которые визуально однозначно относятся к одному или другому классу. Поэтому классификатору не составляет труда правильно классифицировать данные для валидации. В дальнейшем при классификации всего композитного изображения у модели могут возникать трудности с отнесением неоднозначных пикселей к тому или иному классу. Например, при классификации участков заросших мелких водоемов. Поэтому для подтверждения адекватности результатов общепринятой практикой является дополнительный визуальный анализ. В данном случае такой анализ подтвердил высокую точность выделения водных объектов, что согласуется с предыдущими исследованиями (Kartoziia, 2024; 2025) (Рис. 3). На завершающем этапе были классифицированы медианные композиты за другие годы исследования, что позволило получить данные о площадях водных объектов для каждого анализируемого года.

Дополнительно для дифференциации водных объектов и оценки их площадей в пределах термокарстовых впадин и еще недеградировавших возвышенностей использовалась ЦМР. Мы вычислили индекс топографической позиции (TPI) для определения впадин (отрицательные значения) и возвышенностей (положительные значения) (De Reu et al., 2013). Индекс TPI рассчитывался как разность между значениями двух усредненных ЦМР, полученных из исходной цифровой модели рельефа с использованием скользящих окон радиусом 100 м и 1000 м.

Все работы в рамках исследования были выполнены в облачном сервисе Google Earth Engine.

3. Результаты и обсуждения

Как уже упоминалось ранее, в арктических территориях наблюдается устойчивый тренд повышения среднегодовых температур (Lee and Romero, 2023). В разных регионах Арктики этот тренд привел к активному таянию ММП (Romanovsky et al., 2017), образованию термоденудационных форм

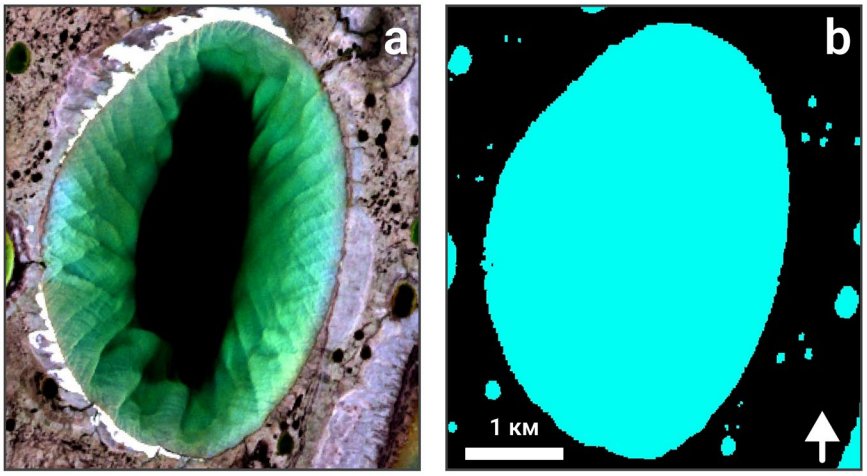


Рис.3. Фрагмент территории исследования на спутниковом снимке 2021 года (a) и результате классификации медианного композитного изображения за тот же год (b; голубым цветом выделены водные поверхности, черным – земля).

рельефа (Kanevskiy et al., 2017), увеличению мощности сезонно-талого слоя (СТС) (Farquharson et al., 2019) и увеличению площади озер (Lee and Romero, 2023). Эти изменения наблюдаются как на данных дистанционного зондирования, так и на данных с метеостанций и полевых исследований. Непосредственно площади термокарстовых озер в Арктике как правило медленно увеличиваются (Chen et al., 2022). Однако локальная динамика изменений в разных регионах может отличаться. Более того, даже в рамках одного региона разные исследования могут давать различные результаты. Например, при исследовании Колымской низменности в рамках одного исследования сообщается о сокращении площади озер с 1999 по 2014 год на 0,51% (Nitze et al., 2017), а в рамках другого исследователи пришли к выводу, что площади озер увеличиваются на 0,89% (1999–2013) и 4,15% (1999–2018) (Veremeeva et al., 2021).

Согласно последнему детальному анализу данных об изменении природной среды, собранных на научной станции на острове Самойловский в период 2002-2017 гг., температура ММП на глубине около 21 м увеличилась на 1,3°C (Boike et al., 2019). Однако глубина СТС демонстрировала значительные колебания год к году (Boike et al., 2019). В другом исследовании (Nitze and Grosse, 2016) были проанализированы изменения земной поверхности в пределах дельты по данным космических изображений за период 1999-2014 гг. В результате исследователи выявили расширение большинства озер, а также иссушение около 40 озер. Площади водных объектов не подсчитывались. При составлении последней детальной карты растительного покрова по данным дистанционного зондирования и многолетним полевым исследованиям, авторы справедливо отмечают, что водные объекты, особенно небольшого размера, крайне изменчивы (Lisovski et al., 2025). Таким образом, учитывая глобальный тренд потепления и увеличения площади термокарстовых озер, а также локальные данные об изменении природной среды в пределах дельты, мы пытались выяснить проявились ли эти изменения в динамике площади водных объектов. Также отметим, что в исследовании впервые представлена оценка изменения площадей поверхности водных объектов в пределах дельты реки Лены.

Результаты анализа изменений площади поверхности водных объектов представлены в Таблице 1. Согласно нашим оценкам, они оставались практически неизменными в течение всего анализируемого периода. Даже на возвышенностях, особо подверженных термокарстовым процессам, значимых изменений не зафиксировано. Отсутствие четкого тренда в динамике водной поверхности указывает на то, что шестилетний период может быть недостаточен для выявления статистически значимых тенденций. Кроме того, пространственное разрешение данных Sentinel-2 (10 м), являясь наилучшим среди бесплатных спутниковых продуктов, возможно, недостаточно для детального анализа. Тем не менее, полученные результаты свидетельствуют об отсутствии катастрофических изменений территории и резкого увеличения площади водных объектов.

На следующем этапе исследования были выявлены территории, подверженные термокарстовым процессам. Уязвимые зоны идентифицированы посредством совместного анализа увлажнённости территории и рельефа. Проведен анализ значений индекса MNDWI медианных композитов за 2019 и 2024 гг. Вычитание значений композита 2024 г.

Таблица 1. Площадь водной поверхности в пределах района исследований в 2019-2024 гг.

Год	Площадь водной поверхности на возвышенностях ($км^2$)	Площадь водной поверхности в понижениях рельефа ($км^2$)
2019	13	388
2020	14	403
2021	14	398
2022	15	400
2023	14	398
2024	13	390

из данных 2019 г. позволило выделить области с положительной разницей значений, указывающей на увеличение влажности почв. Далее эти участки были оконтурены в пределах положительных значений индекса TPI (Рис. 4). Можно предположить, что данные участки претерпят максимальное воздействие термокарста в будущем. Примечательно, что эти зоны обладают наиболее высоким потенциалом для трансформации рельефа в отличие от прилегающих территорий во впадинах, где значительные изменения уже произошли.

Полученные результаты демонстрируют возможности мониторинга состояния криогенного рельефа и оценки активности термокарста на основе анализа водных поверхностей и влажности почв. Представленный подход позволяет получать комплексную информацию об арктических ландшафтах с использованием общедоступных данных, что может способствовать разработке долгосрочных планов устойчивого развития государственными и коммерческими организациями.

Тем не менее, представленный подход имеет ряд ограничений. Во-первых, анализ данных среднего разрешения (снимки Sentinel, Landsat) требует более длительных временных рядов для выявления значимых трендов, обусловленных глобальным изменением климата. Это предполагает решение проблем, связанных с различиями между космическими миссиями и характеристиками их данных. Во-вторых, если идентификация водных объектов относительно проста, то анализ влажности почв на основе спектральных индексов требует применения сложных статистических методов для оценки изменений на уровне отдельных пикселей. Дополнительным направлением исследований может стать анализ корреляций между данными дистанционного зондирования и климатическими данными. Наконец, проведение подобных исследований затруднительно без проведения полевых наблюдений.

В дальнейшем мы планируем расширить исследования динамики водной поверхности и ее связи с термокарстовой активностью на другие территории в пределах дельты реки Лены. Основное внимание будет уделено островам третьего надпойменного геоморфологического уровня, поскольку они: (1) сложены ледовыми отложениями, особо уязвимыми к деградации мерзлоты; (2) хорошо изучены в ходе предыдущих международных экспедиций. В частности, по ним накоплены обширные геологические, геоморфологические, геокриологические и ботанические данные.

4. Выводы

Несмотря на наблюдающийся тренд повышения температур поверхности Земли в Арктике, на острове Арга не выявлено статистически значимых изменений площади водных объектов в период 2019-2024 гг. Эта стабильность контрастирует с выявленной для Арктики тенденцией повышения температур и может объясняться уникальными характеристиками изученной территории и ограниченной продолжительностью анализируемого временного ряда. Анализ MNDWI позволил идентифицировать участки возвышенностей с растущей влажностью почв, которые, вероятно, в ближайшем будущем претерпят воздействие термокарста. Сочетание спектральных индексов (NDVI, MNDWI, Tasseled Cap) и TPI доказало эффективность в выявлении участков, которые наиболее уязвимы для процессов деградации подземных льдов. Пространственное разрешение снимков Sentinel-2 (10 м) не позволяет изучать малые водные объекты,

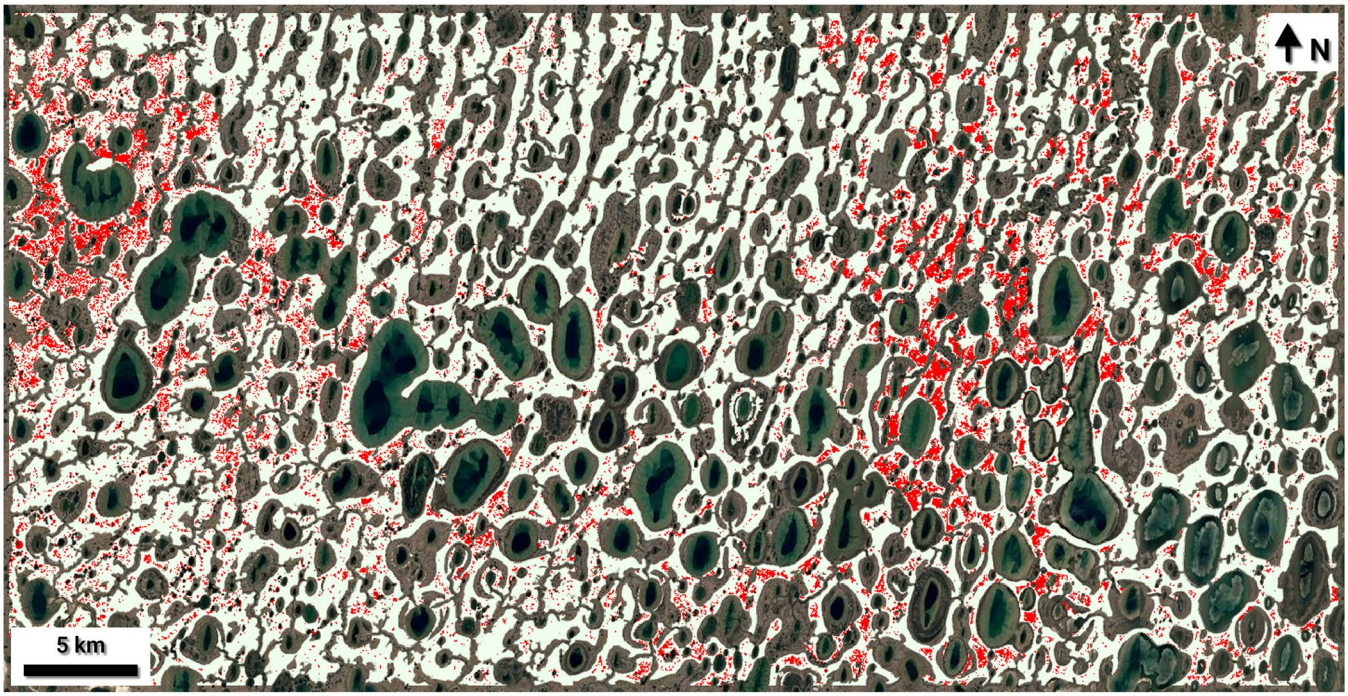


Рис.4. Положительные значения TPI соответствуют возвышенностям (белые области). Красным цветом выделены территории с положительной разницей значений MNDWI (2019 г. минус 2024 г.).

что подчеркивает необходимость привлечения данных с беспилотных летательных аппаратов или высокодетальных спутниковых изображений. Для выделения климатически обусловленных изменений рельефа и водных объектов важен продолжительный мониторинг (≥10 лет) и валидация наземными измерениями. Разработанный подход может быть масштабируем на другие районы, испытывающие воздействие термоденудационных процессов, особенно труднодоступные для полевых исследований. Выполненная работа расширяет возможности мониторинга деградации подземных льдов средствами дистанционного зондирования, формируя базис для оценки климатических воздействий на арктические экосистемы.

Благодарности

Работа выполнена по государственному заданию ИГМ СО РАН (№122041400252-1).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Григорьев М.Н. 1993. Криоморфогенез устьевой области р. Лены Якутск: ИМЗ СО РАН.

Amani M., Brisco B., Afshar M. et al. 2019. A generalized supervised classification scheme to produce provincial wetland inventory maps: an application of Google Earth Engine for big geo data processing. Big Earth Data 3(4): 378–394. DOI: 10.1080/20964471.2019.1690404

Boike J., Nitzbon J., Anders K. et al. 2019. A 16-year record (2002–2017) of permafrost, active-layer, and meteorological conditions at the Samoylov Island Arctic permafrost research site, Lena River delta, northern Siberia: an opportunity to validate remote-sensing data and land surface, snow, and permafrost models. Earth System Science Data 11: 261–299. DOI: 10.5194/essd-11-261-2019

Chen Y., Liu A., Cheng X. 2022. Landsat-based monitoring of landscape dynamics in Arctic permafrost region. Journal of Remote Sensing 2022: 9765087. DOI: 10.34133/2022/9765087

Cohen J., Screen J., Furtado J. et al. 2014. Recent Arctic amplification and extreme mid-latitude weather. Nature Geoscience 7(9): 627–637. DOI: 10.1038/ngeo2234

De Reu J., Bourgeois J., Bats M. et al. 2013. Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. Geomorphology 186: 39–49. DOI: 10.1016/j.geomorph.2012.12.015

Farquharson L.M., Romanovsky V.E., Cable W.L. et al. 2019. Climate change drives widespread and rapid thermokarst development in very cold permafrost in the Canadian high Arctic. Geophysical Research Letters 46: 6681–6689. DOI: 10.1029/2019GL082187

French H.M. 2017. The periglacial environment. Fourth edition. Chichester, UK: John Wiley & Sons. DOI: 10.1002/9781119132820

Gao B. 1996. NDWI — A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sensing of Environment 58(3): 257–266. DOI: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3

Gorelick N., Hancher M., Dixon M. et al. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Big Remotely Sensed Data: tools, applications and experiences 202: 18–27. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031

Grosse G., Harden J., Turetsky M. et al. 2011. Vulnerability of high-latitude soil organic carbon in North America to disturbance. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 116: G00K06. DOI: 10.1029/2010JG001507

Imaeva L.P., Gusev G.S., Imaev V.S. 2019. Dynamics of the relief and sesmotectonic activity of the modern structures in the delta of the river Lena. Geotectonics 5: 62–77. DOI: 10.31857/S0016-853X2019562-77

Jensen J.R. 2016. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Upper Saddle River: Prentice-Hall Inc.

Jorgenson M.T. 2013. Thermokarst Terrains. In: Shroder J.F. (Ed.), Treatise on Geomorphology. San Diego: Academic Press, pp. 313–324. DOI: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00215-3

Kanevskiy M., Shur Y., Jorgenson T. et al. 2017. Degradation and stabilization of ice wedges: Implications for assessing risk of thermokarst in northern Alaska. Geomorphology 297: 20–42. DOI: 10.1016/j.geomorph.2017.09.001

Kartoziia A. 2024. Using Google Earth Engine to assess the current state of thermokarst terrain on Arga Island (the Lena Delta) Earth 5(2):228–243. DOI: 10.3390/earth5020012

Kartoziia A. 2025. Machine learning and morphometric analysis for evaluating the vulnerability of tundra landscapes to thermokarst hazards in the Lena Delta: A Case Study of Arga Island. GeoHazards 6(2): 31. DOI: 10.3390/geohazards6020031

Kokelj S.V., Jorgenson M.T. 2013. Advances in thermokarst research. Permafrost and Periglacial Processes 24(2):108–119. DOI: 10.1002/ppp.1779

Lee H., Romero J. 2023. Climate Change 2023: Synthesis report. Contribution of working groups i, ii and iii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Geneva, Switzerland: IPCC. DOI: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.00

Liljedahl A., Boike J., Daanen R. et al. 2016. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology. Nature Geoscience 9(4): 312–318. DOI: 10.1038/ngeo2674

Lisovski S., Runge A., Shevtsova I. et al. 2025. A new habitat map of the Lena Delta in Arctic Siberia based on field and remote sensing datasets. Earth System Science Data Discussions 17(4): 1707–1730. DOI: 10.5194/essd-17-1707-2025

Merchant M., Brisco B., Mahdianpar M. et al. 2023. Leveraging google earth engine cloud computing for large-scale arctic wetland mapping. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 125: 103589. DOI: 10.1016/j.jag.2023.10358

Nitze I., Grosse G. 2016. Detection of landscape dynamics in the Arctic Lena Delta with temporally dense Landsat time-series stacks. Remote Sensing of Environment 181: 27–41. DOI: 10.1016/j.rse.2016.03.038

Nitze I., Grosse G., Jones B.M. et al. 2017. Landsat-based trend analysis of lake dynamics across northern permafrost regions. Remote Sensing 9(7): 640. DOI: 10.3390/rs9070640

Nitze I., Grosse G., Jones B.M. et al. 2018. Remote sensing quantifies widespread abundance of permafrost region disturbances across the Arctic and Subarctic. Nature Communications 9(1): 5423. DOI: 10.1038/s41467-018-07663-3

Romanovsky V.E., Smith S.L., Shiklomanov N.I. et al. 2017. Terrestrial permafrost. In Blunden J. and Arndt D. (Ed.), State of the Climate in 2016. Boston: Bulletin of the American Meteorological Society. pp. S147-S151.

Schuur E.A.G., Mack M.C. 2018. Ecological Response to Permafrost Thaw and Consequences for Local and Global Ecosystem Services. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 49: 279–301. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-121415-032349

Schwamborn G., Andreev A.A., Rachold V. et al. 2002. Evolution of Lake Nikolay, Arga Island, western Lena River Delta, during Late Pleistocene and Holocene time. Polarforschung 70: 69–82.

Schwamborn G., Rachold V., Grigoriev M.N. 2002. Late Quaternary sedimentation history of the Lena Delta. Quaternary International 89(1): 119–134. DOI: 10.1016/S1040-6182(01)00084-2

Shi T., Xu H. 2019. Derivation of tasseled cap transformation coefficients for Sentinel-2 MSI at-sensor reflectance data. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 12(10): 4038–4048. DOI: 10.1109/JSTARS.2019.2938388

Streletskiy D., Anisimov O., Vasiliev A. 2015. Permafrost degradation. In: Shroder J.F., Haeberli W., Whiteman C. (Ed.), Snow and Ice-Related Hazards, Risks, and Disasters. San Diego: Academic Press, pp. 303–344. DOI: 10.1016/B978-0-12-394849-6.00010-X

Veremeeva A., Nitze I., Günther F. et al. 2021. Geomorphological and climatic drivers of thermokarst lake area increase trend (1999–2018) in the Kolyma Lowland yedoma region, North-Eastern Siberia. Remote Sensing 13(2): 178. DOI: 10.3390/rs13020178

Yu Y., Hui F., Zhou Y. et al. 2024. The first 10 m resolution thermokarst lake and pond dataset for the Lena Basin in the 2020 thawing season. Big Earth Data 8: 302–332. DOI: 10.1080/20964471.2023.2280279

Zaplavnova A.A., Deev E.V., Potapov V.V. 2024. Structure of the Upper Part of the Earth's Crust in the Area of the Lena River Delta: The First Magnetotelluric Data. Doklady Earth Sciences 514: 249–254. DOI: 10.1134/S1028334X23602833

Aerosol pollution of the atmosphere at southeastern coast of Lake Baikal during of wildfires in Siberia

Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Dementeva A.L.[1,2]*, Zhamsueva G.S.[1,2], Zayakhanov A.S.[1,2], Khodzher T.V.[2], Tsydypov V.V.[1], Balzhanov T.S.[1,2], Starikov A.V.[1]

[1] *Institute of Physical Material Science of the SB RAS, Sahyanovoy Str., 6, Ulan-Ude, 670047, Russia*
[2] *Limnological Institute of the SB RAS, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia*

ABSTRACT. Comprehensive studies of aerosol pollution in the atmosphere were conducted at "Boyarsky" scientific station from spring to autumn 2024. The results of expeditionary work revealed the impact of smoke aerosol on the air quality at "Boyarsky" station, transported from both western and eastern directions. The highest concentrations of aerosols $PM_{2.5}$ up to 42 μg/m³ and PM_{10} up to 104.4 μg/m³ were recorded from July 31 to August 1, as well as on August 16 and 20, 2024, due to the transport of smoke aerosols from wildfire areas in the Irkutsk region, the Republic of Buryatia, and Yakutia. During the same study, measurements of the number concentration of submicron aerosol (SMA) were conducted. The measurement results showed that from August 16 to 24, 2024, the temporal variation in the number concentration of SMA mirrored the variation in the mass concentration of $PM_{2.5}$ and PM_{10} aerosols at "Boyarsky" station. A sharp increase in the number concentration of submicron aerosol up to 150 cm^{-3} and the mass concentration of PM_{10} up to 95 μg/m³ during daytime hours indicates the transport of smoke aerosol.

Keywords: atmosphere, aerosol, wildfires, Lake Baikal, MODIS

For citation: Dementeva A.L., Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S., Khodzher T.V., Tsydypov V.V., Balzhanov T.S., Starikov A.V. Aerosol pollution of the atmosphere at southeastern coast of Lake Baikal during of wildfires in Siberia // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1052-1061. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1052

1. Introduction

Atmospheric aerosols are one of the most important parameters of climate system and biggest problem in the ongoing climate change (IPCC, 2013; Johnson et al., 2021). Aerosols play a significant role in atmospheric processes. They affect the climate, living organisms, and human activities. Aerosols are divided into primary aerosols, which enter the atmosphere directly from sources, and secondary aerosols, which form as a result of heterogeneous chemical reactions in the air (Koulouri et al., 2008; Lin et al., 2021). The heterogeneous spatial and temporal distribution of aerosols represents one of the greatest uncertainties in determining global radiative forcing. Many global and regional ground-based networks have been established over the past few decades to continuously obtain quantitative measurements of the optical and microphysical properties of aerosols. Thus, detailed knowledge of aerosol properties and the identification of different aerosol types in various regions of the world will allow for a better understanding of the impact of aerosols on radiation and climate (Rupakheti et al., 2020; Ozdemir et al., 2020; Dementeva et al., 2022).

The formation of atmospheric aerosols is influenced by various factors, one of the main ones being the long-range transport of pollutants. In recent years, smoke aerosol from wildfires has had a significant impact on the atmosphere at both regional and global levels (Chen et al., 2021; Zhamsueva et al., 2021). Among other effects, the formation of smoke aerosol influences the radiative properties of atmosphere, alters cloud characteristics, and affects the atmospheric balance of several elements and compounds.

The atmosphere of Lake Baikal is particularly vulnerable to impacts from both anthropogenic sources and extreme natural events such as wildfires (Balin et al., 2016; Khodzher et al., 2024; Zhamsueva et al., 2024). The lack of information on aerosol characteristics and absence of systematic data on dynamics of atmospheric component parameters in regions where the influence of natural factors on the environment is

*Corresponding author.
E-mail address: ayunadem@gmail.com (A.L. Dementeva)

Received: July 30, 2025; ***Accepted:*** August 21, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

most pronounced determine the relevance and necessity of expanding and deepening comprehensive experimental observations and theoretical studies. Therefore, monitoring aerosols, trace gases, and meteorological parameters is an important prerequisite for reliable predictive assessments of air quality and for addressing climate and environmental issues.

2. Materials and methods

Measurements were conducted at "Boyarsky" scientific station (51°50′47″ N, 106°04′01″ E), which is located in the coastal zone on the southeastern shore of Lake Baikal. The position of Baikal within the region creates significant temperature contrasts between the lake and the adjacent territory, which are further enhanced by enclosed location of lake, surrounded on all sides by mountain ranges. The station cannot be fully considered background for the region, as its area is subject to indirect influence from several industrial centers (Irkutsk-Cheremkhovsky hub, Babushkin city, Kamensk settlement, Selenginsk settlement). However, its location in the forest zone and the considerable distance from industrial emission sources allow the station to be regarded as a site weakly impacted by anthropogenic effects.

Measurements of mass concentrations of atmospheric aerosol fractions PM2.5 and PM10 were taken using the «DustTrak 8533» analyzer, manufactured by TSI Incorporated, USA, from May 15 to October 7, 2024. The principle of operation of the optical «DustTrak 8533» analyzer is based on registering radiation scattered by fine particles and counting individual particles on a photodetector (Zagainov, 2006). This portable device allows obtaining particle fraction concentrations in real time. However, measured concentration data for PM2.5 and PM10 fractions obtained by the optical analyzer often show comparable values. This fact was also noted in studies (Javed and Guo, 2021; Moazami et al., 2022) following the intercalibration of the «DustTrak 8533» analyzer with the gravimetric method. It was found that correction coefficients need to be applied when analyzing data, as the device overestimates PM2.5 concentrations by a factor of 2 and underestimates PM10 concentrations by 20%. Accordingly, these correction coefficients were introduced into the experimental measurement results of PM2.5 and PM10 aerosol concentrations at Boyarsky station.

To determine air mass transport pathways and the distribution of dominant aerosol components (sulfate aerosol, dust, smoke) over the Baikal region, the HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) trajectory model was used (Draxler, 1999; Stein et al., 2015). To identify aerosol types, analyses of MODIS MAIAC satellite imagery, Blue Aerosol Type (https://worldview.earthdata.nasa.gov/), and lidar measurement results from the spaceborne CALIOP instrument on the CALIPSO satellite (https://www-calipso.larc.nasa.gov/) were employed. CALIOP provides information on the vertical distribution of aerosols, clouds, and their types.

3. Results and discussion

Comprehensive studies of aerosol pollution in the atmosphere using an automated measurement complex were conducted from spring to autumn 2024 at "Boyarsky" scientific station. As is known, the main air pollutants emitted during wildfires are fine particles of fractions PM_{10} and $PM_{2.5}$. About 80%–90% of the mass of solid particles consists of $PM_{2.5}$, with high contents of black carbon, organic carbon, and brown carbon (Gyawali et al., 2009; Youssouf et al., 2014). Over the entire measurement period, the average mass concentration of $PM_{2.5}$ was 9.3 μg/m³ and 23.1 μg/m³ for PM_{10}. The results of the expeditionary work revealed the influence of smoke aerosol on the air quality at the "Boyarsky" station, transported from both western and eastern directions. The analysis of MODIS MAIAC satellite images and Blue Aerosol Type data, aimed at identifying aerosol types, along with backward trajectory calculations of air mass transport using the HYSPLIT model, allowed the identification of aerosol sources in the atmosphere at the Boyarsky station. The analysis results showed that in July at "Boyarsky" station, under the influence of smoke aerosol on air quality, the mass concentration of $PM_{2.5}$ increased from 15 μg/m³ to 35.5 μg/m³ and PM_{10} from 31 μg/m³ to 87.6 μg/m³, with the dominant aerosol type being smoke aerosol. Under background conditions, the concentrations of these aerosol fractions were $PM_{2.5}$ – 4 μg/m³, PM_{10} – 9 μg/m³, and the prevailing aerosol type was clean continental aerosol. The highest aerosol concentrations of $PM_{2.5}$ up to 42 μg/m³ and PM_{10} up to 104.4 μg/m³ were recorded from July 31 to August 1, and on August 16 and 20, 2024, due to the transport of smoke aerosols from wildfire hotspots in the Irkutsk region, the Republic of Buryatia, and Yakutia, as well as the transport of smoke from industrial emissions in the Angara River valley during the passage of atmospheric fronts. Increased atmospheric turbidity at "Boyarsky" station due to aerosol pollution during smoke aerosol transport episodes was observed as an increase in aerosol optical depth (AOD) at a wavelength of 0.5 μm up to 0.4–0.5 in July–August 2024.

Figure 1a presents the time series of the mass concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} for the period July 17 – August 1, 2024, at "Boyarsky" station, when smoke aerosol transport from wildfire hotspots in the Irkutsk region was observed. The highest average 10-minute concentrations of fine aerosol fraction $PM_{2.5}$ – 36.5 μg/m³, PM_{10} – 87.6 μg/m³ were detected from July 19 to 20. On July 19, after 3 p.m., an increase in PM_{10} from 31 μg/m³ to 87.6 μg/m³ was noted until July 21. According to MODIS Deep Blue Aerosol Type satellite images, the dominant aerosol type in the days of observation around Lake Baikal was predominantly smoke aerosol (Fig. 1b). Backward trajectory calculations showed that transport at altitudes of 1500–2500 m occurred from the north and northwest. From July 21 after midnight, a decrease in PM concentrations to 4 μg/m³ was noted with a wind direction shift from northwestern to southeastern (Fig. 1c). A similar situation was observed from July 30 to August 1, when

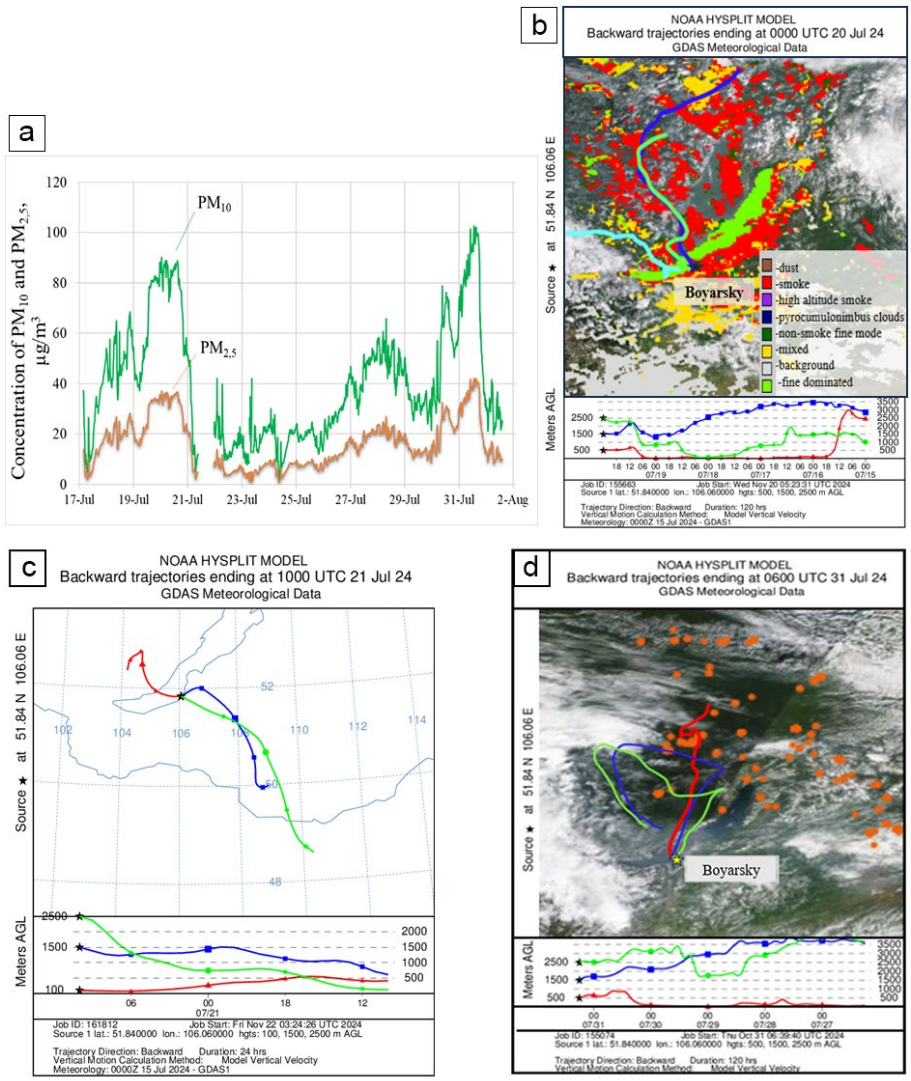


Fig.1. a) Time series of the mass concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} for the period July 17 – August 1, 2024, at the "Boyarsky" station; b) MODIS Deep Blue Aerosol Type satellite image and backward air mass trajectories for July 19–20; c) Backward air mass trajectories for July 21; d) Backward air mass trajectories for July 31 according to the HYSPLIT model.

$PM_{2.5}$ concentrations increased to 42 μg/m³ and PM_{10} to 104.4 μg/m³. During these days, the measurement site was influenced by wildfire smoke and simultaneously experienced the transport of anthropogenic pollutants from the Irkutsk region at altitudes of 1500–2500 m (Fig. 1d).

Measurements of the number concentration of submicron aerosol (SMA) were conducted during the study using a DAS 2702 M diffusion aerosol spectrometer from «AeroNanoTech», Moscow. The measurement results showed that from August 16 to 24, 2024, the temporal variation in the number concentration of SMA mirrored the variation in the mass concentration of $PM_{2.5}$ and PM_{10} aerosols at "Boyarsky" station. As seen in Figure 2, high concentrations of $PM_{2.5}$, PM_{10}, and SMA aerosols were observed on August 16 and 20 at "Boyarsky" station. A sharp increase in the number concentration of submicron aerosol (SMA) up to 150 cm^{-3} (Fig. 2b) and the mass concentration of PM_{10} up to 95 μg/m³ (Fig. 2a) during daytime hours indicates the transport of smoke aerosol.

Analysis of data from the automated meteorological station AMK-03 and weather maps based on the GFS model (Global Forecast System, USA, (https://www.wetter3.com) showed that the main cause of high aerosol concentrations on August 16 at the southeastern coast of Lake Baikal was the transport of smoke aerosol during the passage of a cold anticyclone from northeast, originating in Yakutia and the Irkutsk region (Fig. 3c,d,e). The drop in air temperature on August 15–16 to 16–18°C (Fig. 3a,b) led to an increase in concentrations of suspended particles: $PM_{2.5}$ – 38.8 μg/m³, PM_{10} – 95 μg/m³ and SMA – 150 cm^{-3}.

Calculations of air mass transport pathways were performed using the HYSPLIT trajectory model and aerosol $PM_{2.5}$ concentration was estimated using the chemical transport model SILAM, developed by the Finnish Meteorological Institute and presented graphically on the Ventusky website (https://www.ventusky.com), to identify the source of elevated aerosol concentrations $PM_{2.5}$ - 34.2 μg/m³, PM_{10} - 82.2 μg/m³, and SMA - 120 cm^{-3} on August 20, 2024, at "Boyarsky" station. During this period, wildfires were observed in the northeast of Republic of Buryatia, where the maximum $PM_{2.5}$ concentration reached 100 μg/m³ (Fig. 4). According to backward trajectory calculations by the HYSPLIT model, the transport of smoke aerosol from wildfire hotspots in Republic of Buryatia at "Boyarsky" station occurred at altitudes of 100 and 1000 m, predominantly in the atmospheric surface layer.

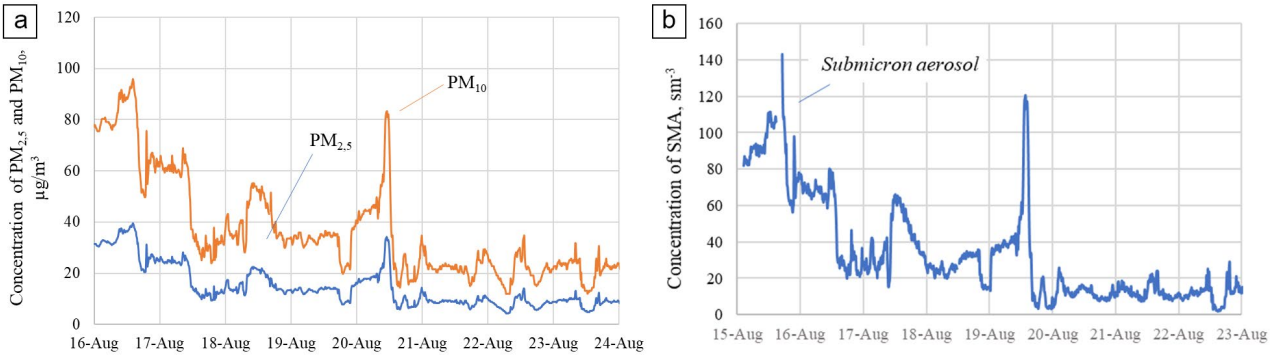


Fig.2. a) Time series of the mass concentration of $PM_{2.5}$ and PM_{10} aerosol fractions; b) Number concentration of submicron aerosol at "Boyarsky" station, August 16–24, 2024.

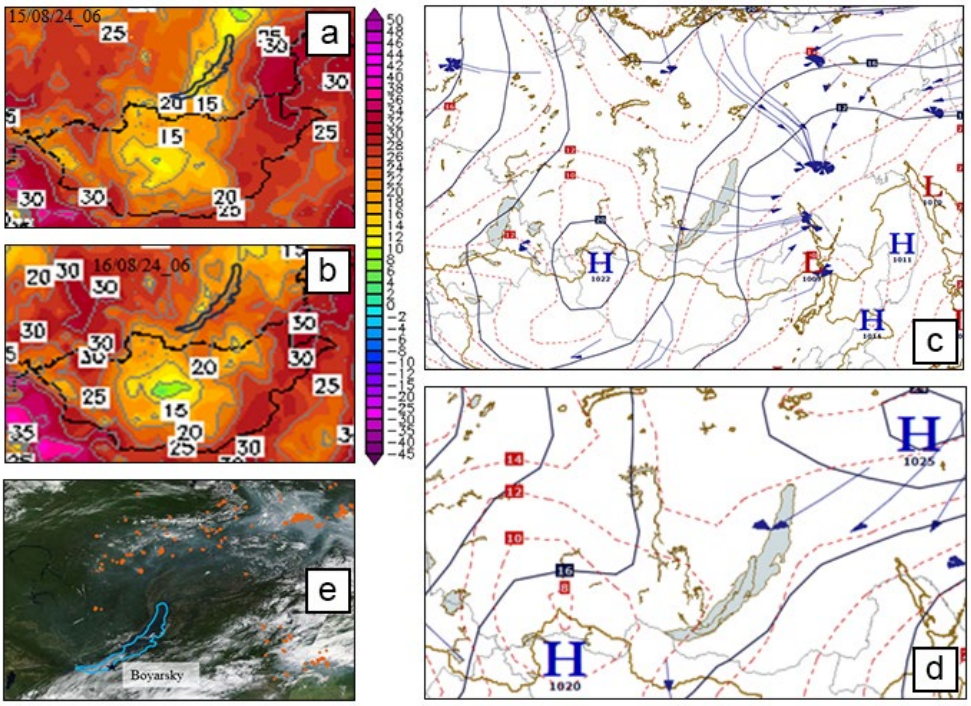


Fig.3. Weather map of air temperature distribution, August 14–16, 2024 (a–c); Synoptic situation over Lake Baikal, August 15 (d), August 16, 2024 (e); Fire map for August 16.

4. Conclusion

Comprehensive studies of aerosol pollution in the atmosphere were conducted at "Boyarsky" scientific station from spring to autumn 2024. Over the entire measurement period, the average mass concentration of $PM_{2.5}$ was 9.3 µg/m³ and 23.1 µg/m³ for PM_{10}. The main factor influencing the formation of aerosol composition in recent years is smoke emission from intense wild and peat fires across a vast area of Siberia.

During episodes of smoke aerosol transport, an increase in aerosol optical depth up to 0.4–0.5 at a wavelength of 0.5 µm was observed in July–August 2024. This resulted in a rise in the mass concentration of $PM_{2.5}$ from 15 µg/m³ to 35.5 µg/m³ and PM_{10} from 31 µg/m³ to 87.6 µg/m³. The maximum aerosol concentrations of $PM_{2.5}$ at 42 µg/m³ and PM_{10} at 104.4 µg/m³ were recorded from July 31 to August 1, and on August 16 and 20, 2024. Analysis of MODIS MAIAC satellite images and Blue Aerosol Type data aimed at identifying aerosol types, along with backward air mass trajectory calculations using the HYSPLIT model, made it possible to identify the sources of aerosols in the atmosphere. The analysis showed that the main cause of elevated

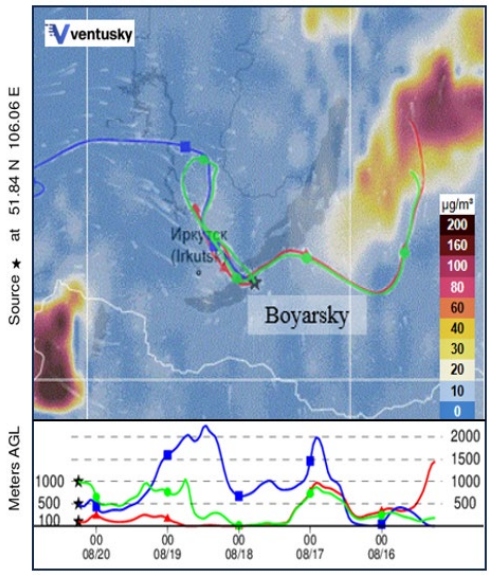


Fig.4. Spatial distribution of the mass concentration of $PM_{2.5}$ aerosol fraction according to the SILAM model on August 20, 2024; backward air mass trajectories from the HYSPLIT model.

aerosol concentrations in July at "Boyarsky" station was the transport of smoke aerosols from wildfire hotspots in the Irkutsk region, the Republic of Buryatia, and Yakutia, as well as the transport of smoke from industrial emissions in the Angara River valley during the passage of atmospheric fronts.

Acknowledgements

This work was carried out with financial support from the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (budget funds of the IPMS SB RAS within the framework of State Assignment No. 124041500027-2) for scientific equipment and partially with the financial support of the Russian Science Foundation (RSF) within the framework of research project No. 19-77-20058-P for data analysis and processing.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in Climate Change. 2013. The Physical Science Basis Cambridge Univ. Press, New York, USA. URL: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf (accessed on 02/07/2024)

Balin Yu.S., Klemasheva M.G., Kokhanenko G.P. et al. 2016. Lidar studies of the vertical structure of aerosol fields over Lake Baikal atmosphere during wildfires. Atmospheric and oceanic optics 29(8): 689–693. (in Russian)

Chen Y., Cao C., Cao Y. et al. 2021. Observed evidence of the growing contributions to aerosol pollution of wildfires with diverse spatiotemporal distinctions in China. Journal of Cleaner Production 298: 126860. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126860

Dementeva A., Zhamsueva G., Zayakhanov A. et al. 2022. Interannual and Seasonal Variation of Optical and Microphysical Properties of Aerosol in the Baikal Region. Atmosphere 13: 211. DOI: 10.3390/atmos13020211

Draxler R.R. 1999. HYSPLIT4 user's guide. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-230, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

Gyawali M., Arnott W.P., Lewis K. et al. 2009. In situ aerosol optics in Reno, NV, USA during and after the summer 2008 California wildfires and the influence of absorbing and non-absorbing organic coatings on spectral light absorption. Atmospheric Chemistry and Physics 9: 8007–8015.

Javed W., Guo B. 2021. Performance evaluation of real-time DustTrak monitors for outdoor particulate mass measurements in a desert environment. Aerosol and Air Quality Research 21(6): 200631. DOI: 10.4209/aaqr.200631

Johnson M.S., Strawbridge K., Knowland K.E. et al. 2021. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions to North America during FIREX-AQ. Atmospheric Environment 252: 118241. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.118241

Khodzher T.V., Yausheva E.P., Shikhovtsev M.Y. et al. 2024. Black Carbon in the Air of the Baikal Region, (Russia): Sources and Spatiotemporal Variations. Applied Science 14(16): 6996. DOI: 10.3390/app14166996

Koulouri E., Saarikoski S., Theodosi C. et al. 2008. Chemical composition and sources of fine and coarse aerosol particles in the Eastern Mediterranean. Atmospheric Environment 42: 6542–6550. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.010

Lin C.-A., Lu C.-H., Chen S.-P. et al. 2021. Characterization of intra-continental smoke transport and impact on New York State air quality using aerosol reanalysis and multi-platform observations. Atmospheric Pollution Research 12: 154–166. DOI: 10.1016/j.apr.2021.01.021

Moazami T.N., Svendsen K.H., Buhagen M. et al. 2022. Comparing $PM_{2.5}$, respirable dust, and total dust fractions using real-time and gravimetric samples in a human exposure chamber study. Research Square. PPR: PPR526390. DOI: 10.21203/rs.3.rs-1810629/v1

Ozdemir E., Gizem Tuna T., Tolga E. 2020. Application of aerosol classification methods based on AERONET version 3 product over eastern Mediterranean and Black Sea. Atmospheric Pollution Research 11: 2226–2243. DOI: 10.1016/j.apr.2020.06.008

Rupakheti D., Rupakheti M., Abdullaev S.F. et al. 2020. Columnar aerosol properties and radiative effects over Dushanbe, Tajikistan in Central Asia. Environmental Pollution 265: 114872. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114872

Stein A.F., Draxler R.R., Rolph G.D. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bulletin of the American Meteorological Society 96(12): 2059–2077. DOI: 10.1175/BAMS-D-14-00110.1

Youssouf H., Liousse C., Roblou L. et al. 2014. Non-accidental health impacts of wildfire smoke. International Journal of Environmental Research and Public Health 11: 11772–11804. DOI: 10.3390/ijerph111111772

Zagainov V.A. 2006. Diffusion spectrometer for diagnostics of nanoparticles in the gas phase. Nanotechnology 1: 141–146.

Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tcydypov V. et al. 2021. Spatial-Temporal Variability of Small Gas Impurities over Lake Baikal during the Forest Fires in the summer of 2019. Atmosphere 12(1): 20. DOI: 10.3390/atmos12010020

Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S., Starikov A.V. et al. 2024. Component Composition of Aerosols and their Dynamics in the Atmosphere of the Baikal South-Eastern Coast. Aerosol and Air Quality Research 24(2): 230161. DOI: 10.4209/aaqr.230161

Оригинальная статья

Аэрозольное загрязнение атмосферы на юго-восточном побережье оз. Байкал в период лесных пожаров в Сибири

Дементьева А.Л.[1,2]*, Жамсуева Г.С.[1,2], Заяханов А.С.[1,2], Ходжер Т.В.[2], Цыдыпов В.В.[1], Бальжанов Т.С.[1,2], Стариков А.В.[1]

[1] *Институт физического материаловедения Сибирского отделения РАН, ул. Сахьяновой, 6, г. Улан-Удэ, 670047, Россия*
[2] *Лимнологический институт Сибирского отделения РАН, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия*

АННОТАЦИЯ. Проведены комплексные исследования аэрозольного загрязнения атмосферы на научном стационаре «Боярский» весной-осенью 2024 г. По результатам экспедиционных работ выявлено влияние дымового аэрозоля на качество атмосферы ст. «Боярский» переносимого как с западного, так и с восточного направлений. Наиболее высокие концентрации аэрозолей $PM_{2,5}$ до 42 мкг/м^3, PM_{10} до 104,4 мкг/м^3 зафиксированы с 31 июля по 1 августа, 16 и 20 августа 2024 г. из-за заноса дымовых аэрозолей из очагов лесных пожаров в Иркутской области, Республики Бурятия и Якутии. В этот же период исследований проводились измерения счетной концентрации субмикронного аэрозоля (СМА). Результат измерений показал, что с 16 по 24 августа 2024 г. временной ход счетной концентрации СМА повторяет ход массовой концентрации аэрозоля фракции $PM_{2,5}$ и PM_{10} на ст. «Боярский». Резкое повышение счетной концентрации субмикронного аэрозоля до 150 см$^{-3}$ и массовой концентрации PM_{10} до 95 мкг/м^3 в дневные часы свидетельствует о переносе дымового аэрозоля.

Ключевые слова: атмосфера, аэрозоль, лесные пожары, Байкал, MODIS

Для цитирования: Дементьева А.Л., Жамсуева Г.С., Заяханов А.С., Ходжер Т.В., Цыдыпов В.В., Бальжанов Т.С., Стариков А.В. Аэрозольное загрязнение атмосферы на юго-восточном побережье оз. Байкал в период лесных пожаров в Сибири // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1052-1061. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1052

1. Введение

Атмосферные аэрозоли один из наиболее важных параметров климатической системы и самая большая проблема в продолжающемся изменении климата (IPCC, 2013; Johnson et al., 2021). Аэрозоль играет большую роль в атмосферных процессах. Он влияет на климат, живые организмы, жизнедеятельность человека. Аэрозоль делится на первичный, попадающий в атмосферу непосредственно из источников и вторичный, образующийся в результате гетерогенных химических реакций в воздухе (Koulouri et al., 2008, Lin et al., 2021). Неоднородное распределение аэрозолей в пространстве и времени являются одними из самых больших неопределенностей при определении глобального радиационного воздействия. Многие глобальные и региональные наземные сети были созданы для непрерывного получения количественных измерений оптических и микрофизических свойств аэрозолей за последние несколько десятилетий. Таким образом, подробные знания о свойствах аэрозолей и распознавание различных типов аэрозолей в разных регионах мира позволят лучше понять влияние аэрозолей на радиацию и климат (Rupakheti et al., 2020, Ozdemir et al., 2020, Dementeva et al., 2022).

На формирование атмосферных аэрозолей влияют различные факторы, одним из основных является дальний перенос загрязняющих веществ. В последние годы дымовой аэрозоль от лесных пожаров оказывает большое влияние на атмосферу как на региональном, так и на глобальном уровне (Chen et al., 2021, Zhamsueva et al., 2021). Помимо прочего, образование дымового аэрозоля влияет на радиационные свойства атмосферы, изменяет свойства облаков и влияет на атмосферный баланс ряда элементов и соединений.

Атмосфера оз. Байкал наиболее уязвима от воздействий как от антропогенных источников, так экстремальных природных явлений (лесные пожары) (Balin et al., 2016, Khodzher et al., 2024, Zhamsueva et al., 2024). Дефицит информации о характеристиках

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: ayunadem@gmail.com (А.Л. Дементьева)

Поступила: 30 июля 2025; ***Принята:*** 21 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

аэрозоля, отсутствие систематизированных данных о динамике параметров компонентов атмосферы в регионах, где наиболее заметно влияние природных факторов воздействия на окружающую природную среду, предопределяет актуальность и необходимость расширения, углубления комплексных экспериментальных наблюдений и теоретических исследований. Поэтому мониторинг аэрозолей, следовых газов и метеорологических параметров является важной предпосылкой для надежных прогнозных оценок качества воздуха, решения климатических и экологических задач.

2. Материалы и методы

Измерения проводились на научном стационаре «Боярский» (51˚50′47″ с.ш. 106˚04′01″ в.д.), который расположен в прибрежной зоне на юго-восточном побережье оз. Байкал. Положение Байкала внутри области создает большие контрасты температур между озером и прилегающей территорией, которые усиливаются еще за счет закрытого положения озера, окруженного со всех сторон горными хребтами. Стационар нельзя в полной мере назвать фоновым для региона, т.к. его территория подвержена косвенному воздействию ряда промышленных центров (Иркутско-Черемховский узел, г. Бабушкин, п. Каменск, п. Селенгинск). Но все же его положение в лесной зоне и достаточно большое удаление от источников промышленных выбросов, позволяет рассматривать стационар как место, слабо подверженное антропогенному воздействию.

Измерения массовой концентрации атмосферного аэрозоля фракций $PM_{2,5}$ и PM_{10} проводились с помощью анализатора «DustTrak 8533», фирмы TSI Incorporated USA с 15.05 по 07.10.2024 г. Принцип работы оптического анализатора «DustTrak 8533» основан на регистрации рассеянного излучения мелкими частицами и подсчете отдельных частиц на фотодетекторе (Zagainov, 2006). Данный прибор портативный и позволяет получать концентрации частиц фракций PM в реальном режиме времени. Однако измеренные данные концентраций фракций $PM_{2,5}$ и PM_{10} оптическим анализатором зачастую показывают сравнимые значения. Данный факт также отмечен в работах (Javed and Guo, 2021, Moazami et al., 2022) в результате интеркалибровки анализатора «DustTrak 8533» с гравиметрическим методом. Выявлено, что при анализе данных анализатора необходимо вводить поправочные коэффициенты, т.к. прибор для частиц фракции $PM_{2,5}$ завышает концентрации в 2 раза и занижает на 20% для PM_{10}. В связи с этим в экспериментальные результаты измерений концентрации аэрозоля фракций $PM_{2,5}$ и PM_{10} на ст. Боярский введены эти поправочные коэффициенты.

Для определения путей переноса воздушных масс и распределения доминирующих компонентов аэрозоля (сульфатный аэрозоль, пыль, дымы) над Байкальским регионом использована траекторная модель HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) (Draxler, 1999, Stein et al., 2015), для выявления типа аэрозоля проанализированы космоснимки MODIS MAIAC, Blue Aerosol Type (https://worldview.earthdata.nasa.gov/) и результаты измерений лидаром «CALIOP» космического базирования на спутнике «CALIPSO» (https://www-calipso.larc.nasa.gov/), который предоставляет информацию о вертикальном распределении аэрозолей, облаков и их типах.

3. Результаты и обсуждение

Проведены комплексные исследования аэрозольного загрязнения атмосферы с использованием автоматизированного измерительного комплекса весной-осенью 2024 г. на научном стационаре «Боярский». Как известно, основными загрязнителями воздуха, которые выбрасываются во время лесных пожаров являются мелкодисперсные частицы фракции PM_{10} и $PM_{2,5}$. Около 80% –90% массы твердых частиц состоит из $PM_{2.5}$ с высоким содержанием черного углерода, органического углерода и коричневого углерода (Gyawali et al., 2009; Youssouf et al., 2014). За весь период измерений средняя массовая концентрация $PM_{2,5}$ составила 9,3 мкг/м^3 и 23,1 мкг/м^3 для PM_{10}. По результатам экспедиционных работ выявлено влияние дымового аэрозоля на качество атмосферы ст. «Боярский» переносимого как с западного, так и с восточного направлений. Анализ космоснимков MODIS MAIAC, Blue Aerosol Type с целью выявления типа аэрозолей и результаты расчетов обратных траекторий переноса воздушных масс по траекторной модели HYSPLIT позволили выявить источники происхождения аэрозолей в атмосфере ст. Боярский. Результаты анализа показали, что в июле на ст. «Боярский» при влиянии дымового аэрозоля на качество атмосферного воздуха отмечается рост массовой концентрации $PM_{2,5}$ с 15 мкг/м^3 до 35,5 мкг/м^3 и PM_{10} с 31 мкг/м^3 до 87,6 мкг/м^3 преобладает дымовой тип аэрозоля, в случае фоновых условий концентрации данных фракций аэрозоля составляют $PM_{2,5}$ - 4 мкг/м^3, PM_{10} – 9 мкг/м^3, преобладающий тип аэрозоля является чистый континентальный аэрозоль. Наиболее высокие концентрации аэрозолей $PM_{2,5}$ до 42 мкг/м^3, PM_{10} до 104,4 мкг/м^3 зафиксированы 31 июля по 1 августа, 16 и 20 августа 2024 г. из-за заноса дымовых аэрозолей из очагов лесных пожаров в Иркутской области, Республики Бурятия и Якутии, а также переноса дымов промышленных выбросов со стороны долины Ангары при прохождении атмосферных фронтов. Отмечено повышенное замутнение атмосферы на ст. «Боярский» из-за аэрозольного загрязнения в случаях заноса дымового аэрозоля наблюдалось увеличение АОТ на длине волны 0,5 мкм до 0,4-0,5 в июле - августе 2024 г.

На Рисунке 1а представлен временной ход массовой концентрации $PM_{2.5}$ и PM_{10} за период 17.07-01.08.2024 г. на ст. «Боярский», когда наблюдались заносы дымового аэрозоля из очагов лесных пожаров Иркутской области. Наиболее высокие усредненные 10 – минутные концентрации мелкодисперсной фракции аэрозоля $PM_{2,5}$ – 36,5 мкг/м^3, PM_{10}

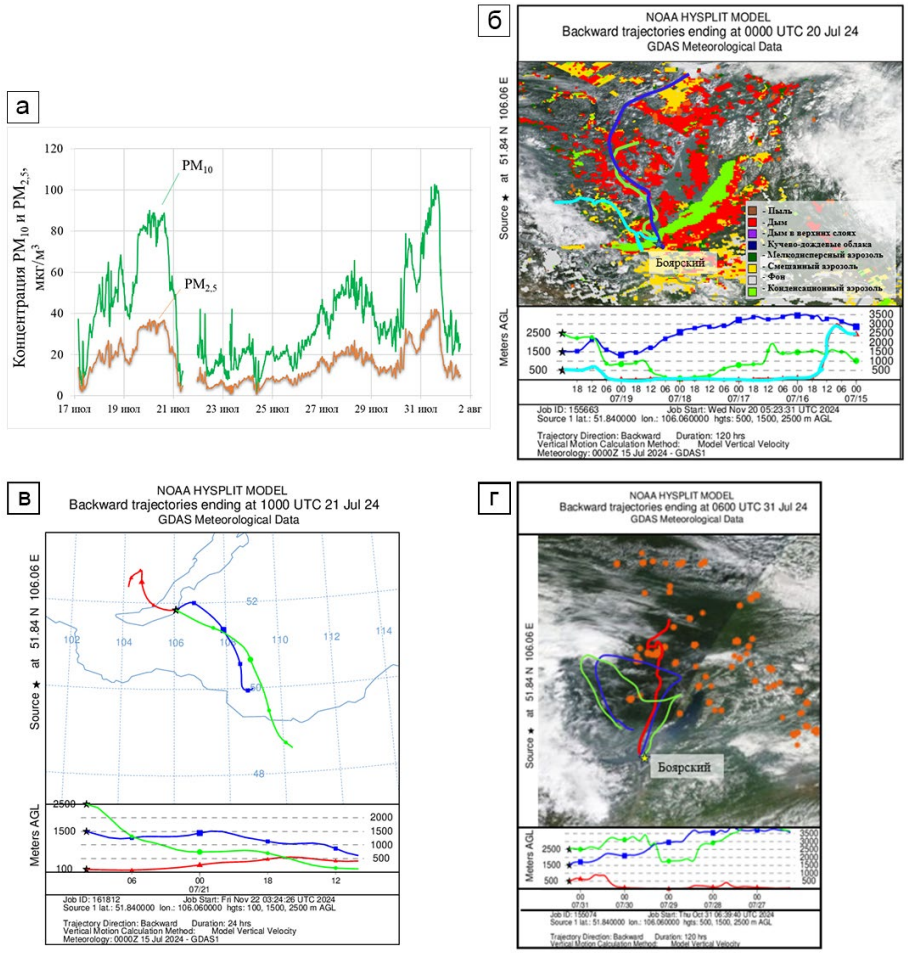


Рис.1. Временной ход массовой концентрации $PM_{2.5}$ и PM_{10} за период 17.07-01.08.2024 г. на ст. «Боярский»; б) космоснимок MODIS Deep Blue Aerosol Type и обратные траектории движения воздушных масс 19-20 июля; в) обратные траектории движения воздушных масс 21 июля; в) обратные траектории движения воздушных масс 31 июля по модели HYSPLIT.

– 87,6 мкг/м^3 выявлены в период с 19 по 20 июля. 19 июля после 15 ч отмечен рост PM_{10} с 31 мкг/м^3 до 87,6 мкг/м^3 до 21 июля. По данным космоснимкам MODIS Deep Blue Aerosol Type видно, что преобладающим типом аэрозоля в дни наблюдений вокруг оз. Байкал преимущественно был дымовой аэрозоль (Рис. 1б). Расчет обратных траекторий показал, что перенос на высотах 1500-2500 м осуществлялся с севера и северо-запада. С 21 июля после 24 ч ночи отмечалось снижение концентраций PM до 4 мкг/м^3 при смене направления ветра на противоположный с северо-западного на юго-восточный (Рис. 1в). Аналогичная ситуация наблюдалась с 30 июля по 1 августа, когда концентрация $PM_{2.5}$ повысилась до 42 мкг/м^3, PM_{10} до 104,4 мкг/м^3. В эти дни пункт измерений находился под влиянием дымов лесных пожаров и одновременно на высотах 1500-2500 м отмечался перенос антропогенных примесей из Иркутской области (Рис. 1г).

В период исследований проводились измерения счетной концентрации субмикронного аэрозоля (СМА) с помощью диффузионного аэрозольного спектрометра ДАС 2702 М фирмы «АэроНаноТех», г. Москва. Результат измерений показал, что с 16 по 24 августа 2024 г. временной ход счетной концентрации СМА повторяет ход массовой концентрации аэрозоля фракции $PM_{2.5}$ и PM_{10} на ст. «Боярский». Как видно из рисунка 2 высокие концентрации аэрозолей $PM_{2.5}$, PM_{10} и СМА наблюдались 16 и 20 августа на ст. «Боярский». Резкое повышение счетной концентрации субмикронного аэрозоля (СМА) до 150 см$^{-3}$ (Рис. 2б) и массовой концентрации PM_{10} до 95 мкг/м^3 (Рис. 2а) в дневные часы свидетельствует о переносе дымового аэрозоля.

Анализ данных автоматизированной метеостанции АМК-03 и погодных карт, основанных на модели GFS (Глобальная система прогнозирования погоды, США, https://www.wetter3.com) показал, что основной причиной высоких концентраций аэрозолей 16 августа на юго-восточном побережье оз. Байкал являлся занос дымового аэрозоля при прохождении холодного антициклона с северо-востока из Якутии и Иркутской области (Рис. 3в,г,д). Понижение температуры воздуха 15 - 16 августа до 16-18^{0}С (Рис. 3а,б) привело к росту концентраций взвешенных частиц $PM_{2.5}$ – 38,8 мкг/м^3, PM_{10} – 95 мкг/м^3 и СМА – 150 см$^{-3}$.

Проведены расчеты путей переноса воздушных масс с использованием траекторной модели HYSPLIT и расчет концентрации аэрозоля фракции $PM_{2.5}$ по химико-транспортной модели SILAM, разработанной Финским метеорологическим институтом и представленной в графическом виде на сайте Ventusky (https://www.ventusky.com) для выявления источника формирования повышенных концентраций аэрозоля $PM_{2.5}$ – 34,2 мкг/м^3, PM_{10}

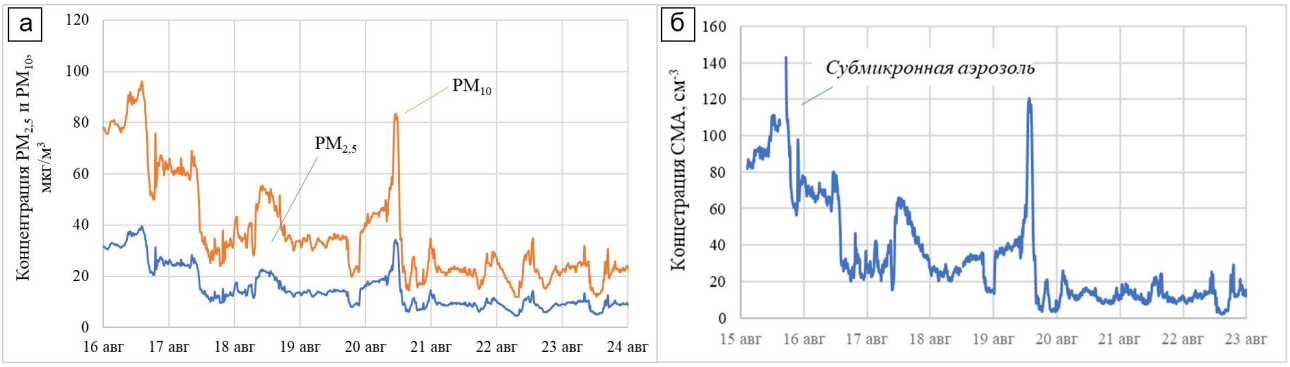


Рис.2. а) Временной ход массовой концентрации аэрозоля фракции $PM_{2,5}$ и PM_{10}; б) счетная концентрация субмикронного аэрозоля на ст. «Боярский», 16-24 августа 2024 г.

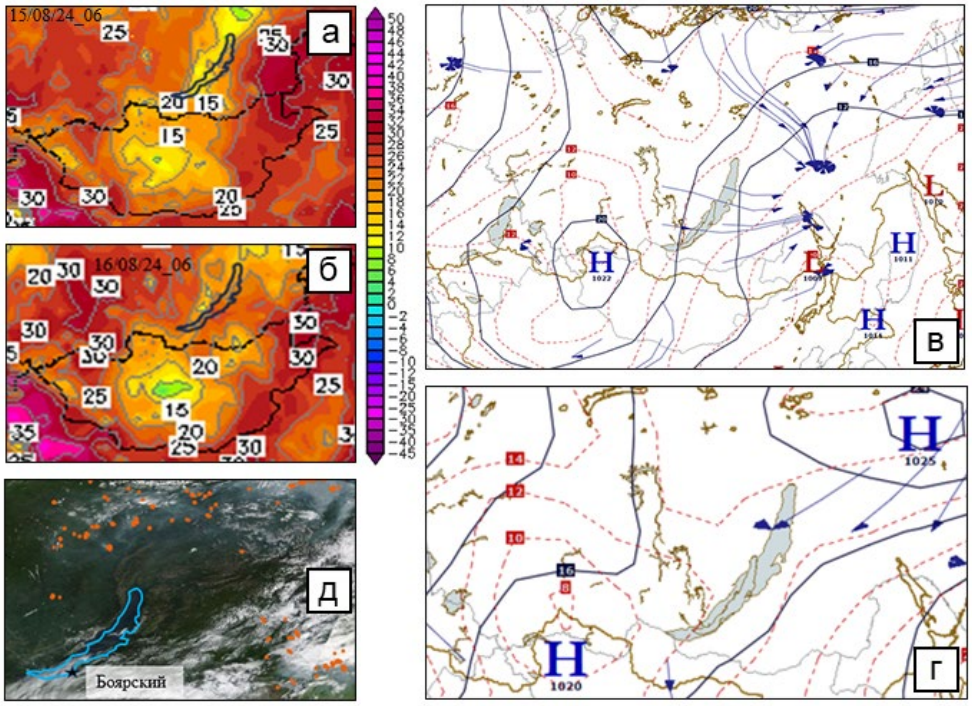


Рис.3. Погодная карта распределения температуры воздуха, 14-16 августа 2024 г.(а-в); Синоптическая ситуация над оз. Байкал, 15 августа (г), 16 августа 2024 г. (д); карта пожаров на 16 августа.

– 82,2 мкг/м³ и СМА – 120 см$^{-3}$ 20 августа 2024 г. на ст. «Боярский». В этот период на северо-востоке Республики Бурятия наблюдались лесные пожары, максимальная концентрация $PM_{2,5}$ составляла 100 мкг/м³ (Рис. 4). По расчетам обратных траекторий движения воздушных масс по модели HYSPLIT перенос дымового аэрозоля из очагов лесных пожаров Республики Бурятия на ст. «Боярский» осуществлялся на высотах 100 и 1000 м преимущественно в приземном слое атмосферы.

4. Заключение

Проведены комплексные исследования аэрозольного загрязнения атмосферы на научном стационаре «Боярский» весной-осенью 2024 г. За весь период измерений средняя массовая концентрация $PM_{2,5}$ составила 9,3 мкг/м³ и 23,1 мкг/м³ для PM_{10}. Основным фактором, влияющим на формирование состава аэрозолей в последние годы, является дымовая эмиссия от интенсивных лесных и торфяных пожаров на обширной территории Сибири.

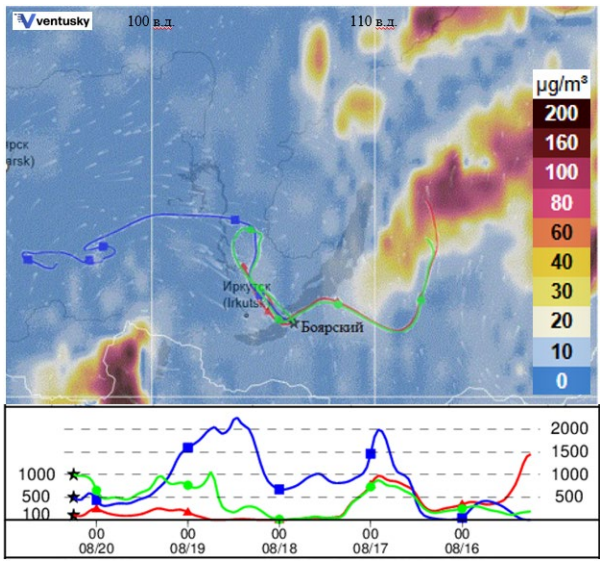


Рис.4. Пространственное распределение массовой концентрации аэрозоля фракции $PM_{2,5}$ по модели SILAM, 20 августа 2024 г., обратные траектории движения воздушных масс, HYSPLIT.

В случаях заноса дымового аэрозоля отмечено увеличение АОТ до 0,4-0,5 на длине волны 0,5 мкм в июле - августе 2024 г. В результате чего отмечается рост массовой концентрации $PM_{2,5}$ с 15 мкг/м^3 до 35,5 мкг/м^3 и PM_{10} с 31 мкг/м^3 до 87,6 мкг/м^3. Максимальные концентрации аэрозолей $PM_{2,5}$ - 42 мкг/м^3, PM_{10} - 104,4 мкг/м^3 зафиксированы 31 июля по 1 августа, 16 и 20 августа 2024 г. Анализ космоснимков MODIS MAIAC, Blue Aerosol Type с целью выявления типа аэрозолей и результаты расчетов обратных траекторий переноса воздушных масс по траекторной модели HYSPLIT позволили выявить источники происхождения аэрозолей в атмосфере. Результаты анализа показали, что главной причиной повышенных концентраций аэрозоля в июле на ст. «Боярский» является занос дымовых аэрозолей из очагов лесных пожаров в Иркутской области, Республики Бурятия и Якутии, а также перенос дымов промышленных выбросов со стороны долины Ангары при прохождении атмосферных фронтов.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ (средства бюджета ИФМ СО РАН в рамках Госзадания № 124041500027-2) в части научного оборудования и частично при финансовой поддержке Российского научного фонда (РНФ) в рамках научного проекта № 19-77-20058-П в части анализа и обработки данных.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in Climate Change. 2013. The Physical Science Basis Cambridge Univ. Press, New York, USA. URL: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf (accessed on 02/07/2024)

Balin Yu.S., Klemasheva M.G., Kokhanenko G.P. et al. 2016. Lidar studies of the vertical structure of aerosol fields over Lake Baikal atmosphere during wildfires. Atmospheric and oceanic optics 29(8): 689–693. (in Russian)

Chen Y., Cao C., Cao Y. et al. 2021. Observed evidence of the growing contributions to aerosol pollution of wildfires with diverse spatiotemporal distinctions in China. Journal of Cleaner Production 298: 126860. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126860

Dementeva A., Zhamsueva G., Zayakhanov A. et al. 2022. Interannual and Seasonal Variation of Optical and Microphysical Properties of Aerosol in the Baikal Region. Atmosphere 13: 211. DOI: 10.3390/atmos13020211

Draxler R.R. 1999. HYSPLIT4 user's guide. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-230, NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

Gyawali M., Arnott W.P., Lewis K. et al. 2009. In situ aerosol optics in Reno, NV, USA during and after the summer 2008 California wildfires and the influence of absorbing and non-absorbing organic coatings on spectral light absorption. Atmospheric Chemistry and Physics 9: 8007–8015.

Javed W., Guo B. 2021. Performance evaluation of real-time DustTrak monitors for outdoor particulate mass measurements in a desert environment. Aerosol and Air Quality Research 21(6): 200631. DOI: 10.4209/aaqr.200631

Johnson M.S., Strawbridge K., Knowland K.E. et al. 2021. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions to North America during FIREX-AQ. Atmospheric Environment 252: 118241. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.118241

Khodzher T.V., Yausheva E.P., Shikhovtsev M.Y. et al. 2024. Black Carbon in the Air of the Baikal Region, (Russia): Sources and Spatiotemporal Variations. Applied Science 14(16): 6996. DOI: 10.3390/app14166996

Koulouri E., Saarikoski S., Theodosi C. et al. 2008. Chemical composition and sources of fine and coarse aerosol particles in the Eastern Mediterranean. Atmospheric Environment 42: 6542–6550. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.010

Lin C.-A., Lu C.-H., Chen S.-P. et al. 2021. Characterization of intra-continental smoke transport and impact on New York State air quality using aerosol reanalysis and multi-platform observations. Atmospheric Pollution Research 12: 154–166. DOI: 10.1016/j.apr.2021.01.021

Moazami T.N., Svendsen K.H., Buhagen M. et al. 2022. Comparing $PM_{2.5}$, respirable dust, and total dust fractions using real-time and gravimetric samples in a human exposure chamber study. Research Square. PPR: PPR526390. DOI: 10.21203/rs.3.rs-1810629/v1

Ozdemir E., Gizem Tuna T., Tolga E. 2020. Application of aerosol classification methods based on AERONET version 3 product over eastern Mediterranean and Black Sea. Atmospheric Pollution Research 11: 2226–2243. DOI: 10.1016/j.apr.2020.06.008

Rupakheti D., Rupakheti M., Abdullaev S.F. et al. 2020. Columnar aerosol properties and radiative effects over Dushanbe, Tajikistan in Central Asia. Environmental Pollution 265: 114872. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114872

Stein A.F., Draxler R.R., Rolph G.D. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. Bulletin of the American Meteorological Society 96(12): 2059–2077. DOI: 10.1175/BAMS-D-14-00110.1

Youssouf H., Liousse C., Roblou L. et al. 2014. Non-accidental health impacts of wildfire smoke. International Journal of Environmental Research and Public Health 11: 11772–11804. DOI: 10.3390/ijerph111111772

Zagainov V.A. 2006. Diffusion spectrometer for diagnostics of nanoparticles in the gas phase. Nanotechnology 1: 141–146.

Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tcydypov V. et al. 2021. Spatial-Temporal Variability of Small Gas Impurities over Lake Baikal during the Forest Fires in the summer of 2019. Atmosphere 12(1): 20. DOI: 10.3390/atmos12010020

Zhamsueva G.S., Zayakhanov A.S., Starikov A.V. et al. 2024. Component Composition of Aerosols and their Dynamics in the Atmosphere of the Baikal South-Eastern Coast. Aerosol and Air Quality Research 24(2): 230161. DOI: 10.4209/aaqr.230161

Original Article

Assessment of Dissolved Heavy Metal Pollution and Ecological Risk in the Waters of Lake Kotokel (Eastern Cisbaikalia, Russia)

Shiretorova V.G.[1]*, Nikitina E.P.[1], Bazarsadueva S.V.[1], Nimbueva N.B.[1,2], Budaeva O.D.[1], Taraskin V.V.[1], Pintaeva E.Ts.[1], Radnaeva L.D.[1,2], Garmaev E.Zh.[1]

[1] *Baikal Institute of Nature Management, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Sakhyanovoi st., 6, Ulan-Ude, 670047, Russia*

[2] *Banzarov Buryat State University, Smolina st., 24, Ulan-Ude, 670000 , Russia*

ABSTRACT. Safeguarding the ecological integrity of aquatic ecosystems is a national priority. Lake Kotokel, one of the largest lakes in the Baikal region, is hydrologically connected to Lake Baikal through a system of channels and holds considerable socio-economic significance. This study presents the first detailed seasonal analysis of dissolved heavy metal (HM) concentrations in the lake. Their relative abundance followed the order: Fe > Mn > Zn > Ni > Cr > Cu > Pb > Cd. Clear patterns of seasonal dynamics and spatial distribution were identified. The highest concentrations of manganese, zinc, and copper occurred during the under-ice period, driven by mobilization from silty bottom sediments and groundwater. In contrast, during the open-water period, elevated concentrations of iron, chromium, and nickel were associated with meltwater and rainfall inputs, which transport weathering products of rocks and soil organic matter from the watershed into the lake. To investigate the relationships between HM concentrations and water parameters—including physicochemical characteristics, nutrient levels, chlorophyll-*a* (chl-*a*), and total organic carbon (TOC)—Spearman correlation and principal component analyses (PCA) were applied. The results demonstrated that seasonal variations in physicochemical conditions and the intensity of biological processes exert a decisive influence on HM dynamics. For the first time, HM pollution and the associated ecological risk were assessed for Lake Kotokel. The pollution indices—Heavy Metal Evaluation Index (HEI), Nemerov Pollution Index (NPI), as well as Ecological Risk Index (ERI) indicated that HM pollution originates primarily from natural sources, with iron and manganese as the dominant contributors. However, the detection of cadmium in isolated samples near settlements elevated the potential ecological risk for aquatic organisms, underscoring the need for continuous monitoring of local pollution sources.

Keywords: Lake Kotokel, dissolved heavy metals, spatiotemporal distribution, pollution degree, ecological risk

For citation: Shiretorova V.G., Nikitina E.P., Bazarsadueva S.V., Nimbueva N.B., Budaeva O.D., Taraskin V.V., Pintaeva E. Ts., Radnaeva L.D., Garmaev E.Zh. Assessment of Dissolved Heavy Metal Pollution and Ecological Risk in the Waters of Lake Kotokel (Eastern Cisbaikalia, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1062-1082. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1062

1. Introduction

Freshwater ecosystems are increasingly threatened by anthropogenic pressures. The input and accumulation of diverse pollutants, compounded by climate change, pose significant risks to human health and aquatic biota (Salehi, 2022). Among these pollutants, HMs are of particular concern due to their toxicity, persistence, and capacity for bioaccumulation (Zamora-Ledezma et al., 2021). The extent of HM pollution in aquatic systems is shaped by regional, geographic, and climatic conditions. However, these factors collectively generate comparable risks across regions, rendering HM pollution a global issue (Das, 2024; Wang et al., 2023; Şener et al., 2023; Dippong et al., 2024). Consequently, considerable research efforts have focused on evaluating HM pollution levels, tracing their sources and accumulation pathways in aquatic environments, and assessing the ecological consequences for ecosystems as well as potential health risks for humans (Botle et al., 2023; Hedayatzadeh et al., 2024; Jolaosho et al., 2024; Naz et al., 2022; Zhou et al., 2020; Yakovlev et al., 2023; Zhang et al., 2024; Argun, 2025 Bazarzhapov et al., 2023).

*Corresponding author.
E-mail address: vgshiretorova@mail.ru (V.G. Shiretorova)

Received: August 01, 2025; ***Accepted:*** August 26, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Freshwater lakes, as integral components of surface water ecosystems, provide a wide range of essential services, including water supply, fisheries, flood regulation, and recreational opportunities. They also play a critical role in global biogeochemical cycles, particularly in regulating water, carbon, and nutrient dynamics (Fluet-Chouinard et al., 2017; Tanjung et al., 2024). Lake ecosystems are generally characterized by slow water exchange and lowland topographic settings, conditions that make them especially susceptible to pollutant accumulation (Bhateria and Jain, 2016). This vulnerability also heightens their sensitivity to environmental change and may pose significant risks to both biota and human health (Prasad et al., 2024; Ozdemir et al., 2024). The study of water quality in the aquatic systems of the Lake Baikal basin, together with the assessment of their ecological status under anthropogenic pressure and global climate change, is of particular importance. This is primarily due to Lake Baikal's designation as a UNESCO World Natural Heritage site and its status as a freshwater resource of global significance (Brown et al., 2021; Radnaeva et al., 2022; Pellinen et al., 2021).

Lake Kotokel (also referred to in the literature as Kotokelskoye, and less frequently as Katakel) is the largest lake on the eastern shore of Lake Baikal and the third largest water body in the Baikal basin (68.9 km^2), following Lake Khubsugul (Mongolia) and Lake Gusinoye (Buryatia) (Fig. 1). The lake is located 2 km from Lake Baikal and is connected to it through a river system. The lake's water resources and chemical composition are strongly influenced by its location within the Baikal Rift Zone, a series of tectonically formed depressions characterized by fault waters discharging along fault lines (Peryazeva et al., 2016). A sharp increase in recreational pressure during the 1980s and 1990s, combined with adverse natural conditions, led to a decline in its fisheries significance and ultimately caused an ecological crisis (Shagzhiev et al., 2017; Zengina and Bedrinova, 2015). Between 2008 and 2009, the lake experienced an outbreak of Haff disease, resulting in its closure to recreational, drinking, and domestic use from June 2009 to May 2017 (The State…, 2022).

To investigate the causes of the Haff disease outbreak in 2008–2009, the first comprehensive ecobiological studies of Lake Kotokel were conducted (Pronin and Ubugunov, 2013). Subsequent studies, however, were often fragmentary, short-term, and narrowly focused (Vorobyevskaya et al., 2021; Zengina and Bedrinova, 2015; Vorobyova et al., 2018; Bazarsadueva et al., 2023). Hydrogeochemical analyses of the lake revealed pronounced spatial variability in dissolved trace element concentrations, particularly in areas influenced by fault water discharge along the northeast fault zones (Angakhaeva et al., 2021). Previous studies have indicated that a combination of unfavorable factors—including substantial fluctuations in lake level, prolonged high temperatures during the growing season, and discharge from fault zones—can sharply degrade water quality and elevate the lake's trophic status (Shiretorova et al., 2025). Seasonal variations in water quality are particularly influenced by the concentrations of dissolved iron, manganese, zinc, and copper.

The present study aims to investigate the seasonal dynamics and spatial distribution of dissolved HMs in the surface waters of Lake Kotokel, and to evaluate the extent of HM pollution and the associated environmental risks.

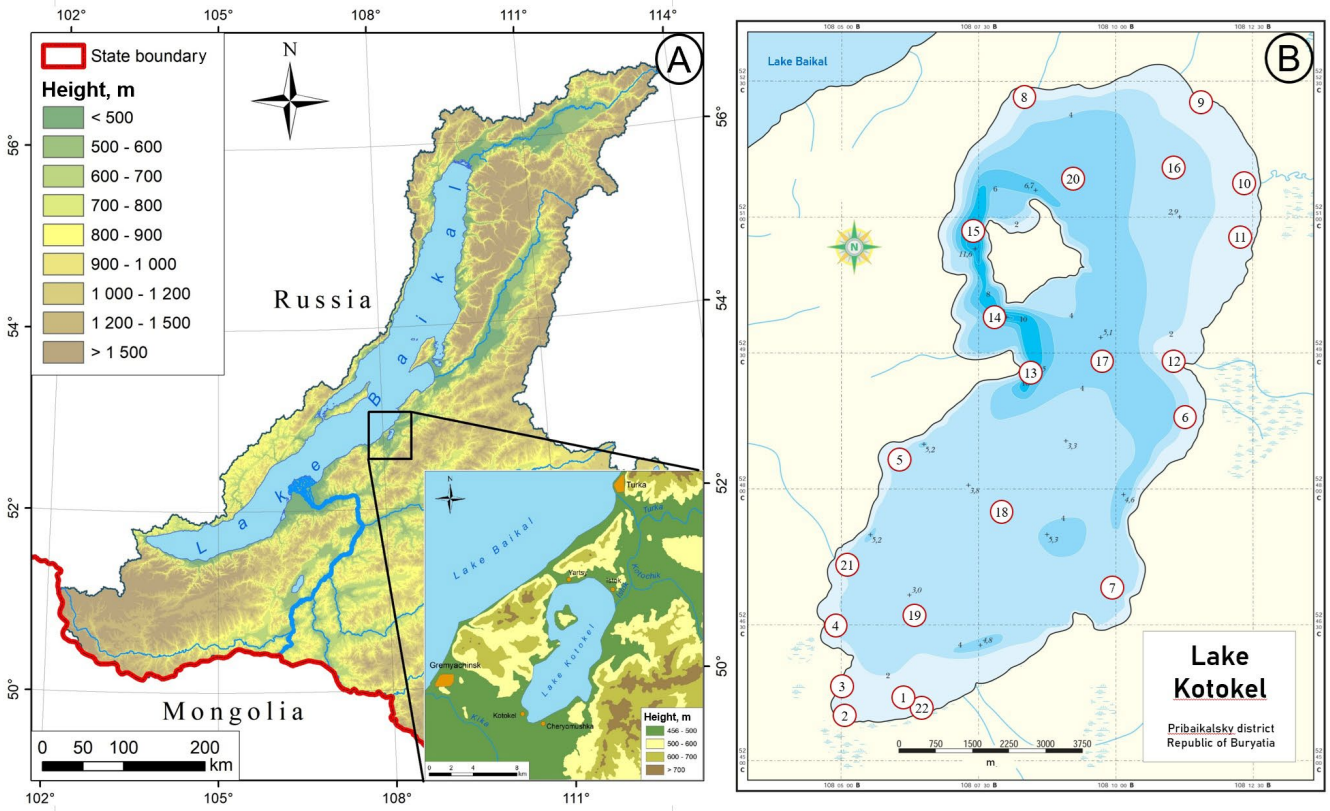


Fig.1. (A) Russian part of the Lake Baikal basin and the Lake Kotokel basin; (B) Sampling points within the Lake Kotokel water area.

2. Materials and methods

2.1. Study Area

The characteristics of Lake Kotokel, along with the geological features of the surrounding area and bottom sediments, have been described in detail in our previous work (Shiretorova et al., 2025).

The regional climate is continental, with cold winters and moderately warm summers. Mean January temperatures reach approximately −20 °C, while July temperatures average around +16 °C. Annual precipitation is about 400 mm. Predominantly northwesterly winds over Lake Kotokel promote active water mixing, which results in substantial sediment deposition in the southern part of the lake (Pronin and Ubugunov, 2013).

Four settlements are located along the shoreline of Lake Kotokel—Yartsy, Istok, Kotokel, and Cheryomushka—with populations ranging from 70 to 145 residents. The main economic activities include tourism, fishing, and logging. The lake is also widely used for recreation. However, neither the settlements nor the tourist facilities are equipped with organized wastewater disposal systems.

2.2. Data Sources

This study used precipitation and mean monthly air temperature data from the Goryachinsk meteorological station (52.9842N, 108.3044E; 491 m a.s.l.), the closest station to the study area. The data are publicly available at: https://www.pogodaiklimat.ru (accessed on 02 July 2025).

2.3. Field Studies

Field studies were carried out from May 2024 to March 2025 to analyze the hydrochemical parameters of Lake Kotokel. Water samples were collected at sites of varying depth and near potential pollution sources, such as settlements and tourist facilities (Shiretorova et al., 2025). Sampling locations, marked on the bathymetric map (Bathymetry…), are shown in Fig. 1B. Samples were taken four times per year according to the season: under ice cover (late February–early March), spring (May), summer (July), and autumn (late September–early October). Surface water samples were collected throughout the lake at a depth of 0.2–0.5 m. In total, 86 samples were obtained.

The sampling procedure is described in detail in our previous work (Radnaeva et al., 2022). Briefly, water samples were collected in pre-rinsed polypropylene bottles and filtered through membrane filters with a pore size of 0.45 μm. For HM analysis, the filtered samples were preserved with ultrapure HNO_3 to adjust the pH to 2. Selected physicochemical parameters and components were analyzed directly in the field. Samples were transported to the institute's laboratory in refrigerated containers at 1–3 °C and analyzed within two days.

2.4. Laboratory Analyses

The methods of chemical analysis were described in detail in (Radnaeva et al., 2022; Shiretorova et al., 2025) and were performed at the Laboratory of Chemistry of Natural Systems of BINM SB RAS according to standard procedures (GOST 57162-2016; GOST 17.1.3.07-82; GOST 17.1.4.02-90; Guidelines…, 2009).

Temperature, turbidity, pH value, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (Ec), and the content of phosphates, ammonium, nitrites, nitrates were measured in a field laboratory using additional equipment (pH tester, Hanna portable instruments (HI 991300, HI 98703, Hanna instruments, Judetul Salaj, Romania), photoelectric colorimeter (PE-5400 UV, Ecroskhim, Saint-Petersburg, Russia) on the day of sampling.

Water pH was measured by the potentiometric method, DO content by the Winkler test with an error 0.3%. Chl-*a* and biogenic elements concentrations were measured using spectrophotometric methods, with an error margin of 2–5%. Nitrite concentration was determined using the Griess reagent, nitrate—using the salicylic acid method, ammonium ions—by indophenol method, phosphates—by the Denige-Atkins method with tin chloride as a reducing agent. Total phosphorus (TP) content was determined after high temperature persulfate oxidation. TOC was determined using a TOC-L CSN analyzer (Shimadzu, Japan). Chl-*a* was extracted from phytoplankton cells using a 90% acetone prior to photometric determination. The concentrations of HMs (Fe, Mn, Zn, Ni, Cd, Cr, Cu, and Pb) were determined using an atomic absorption spectrometer (Solaar M6, Thermo Electron Corporation, USA) coupled with a electrothermal and flame atomizer, with an error of 5–10%.

2.5. Pollution and Ecological Risk Assessment

In this study, both pollution indices and indices for a preliminary assessment of ecological risk were calculated.

HEI assesses the concentration of HMs in water, reflects their cumulative impact, and evaluates water quality. It is defined as follows (Edet and Offiong, 2002):

$$\mathrm{HEI} = \sum_{i=1}^{n} \frac{\mathrm{C}_i}{\mathrm{MAC}_i},$$

where C_i and MAC_i are the measured concentration and the maximum allowable concentration of the *i*-th metal, respectively. Water quality is classified based on the HEI values as low (<10), medium (10–20), or high (>20) pollution.

NPI is another metric for assessing water quality. It accounts for both the maximum and mean concentrations of each element and can indicate the contribution of major pollutants (Shetaia et al., 2023). The NPI is calculated as follows:

$$\mathrm{NPI} = \sqrt{(\mathrm{PI}_{\mathrm{avg}}^2 + \mathrm{PI}_{\mathrm{max}}^2)} / 2,$$

$$\mathrm{PI} = \mathrm{C}_i / \mathrm{MAC}_i$$

where C_i is the measured concentration of HM in water, MAC_i is the maximum allowable concentration of the *i*-th metal. Based on NPI values, water quality is classified into five categories: unpolluted ($\mathrm{NPI} \le 0.7$), slightly polluted ($0.7 < \mathrm{NPI} \le 1$), moderately polluted ($1 < \mathrm{NP} \le 2$), heavily polluted ($2 < \mathrm{NP} \le 3$), and extremely polluted ($\mathrm{NP} > 3$) (Liu et al., 2021).

ERI is the overall ecological risk index for water based on HQ_i:

$$ERI = \sum_i^n (HQ_i \times T_i) / \sum_i^n T_i ,$$

$$HQ_i = C_i / PNEC_i$$

where C_i is the measured concentration of the *i*-th HM in water, $PNEC_i$ is the predicted no-effect concentration to *i*-th metal. The PNEC values for Zn, Cr, Cu, Ni, Pb and Cd were calculated as described in (Shetaia et al., 2023), based on Criterion Continuous Concentration (CCC)—the maximum concentration of each substance in water to which aquatic organisms can be exposed indefinitely without adverse effects. CCC values for freshwater are available the U.S. Environmental Protection Agency (https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-tables).

As CCC values are not available for Fe and Mn, these elements were excluded from the ERI calculation. T_i is the toxic response factor of *i*-th metal, assigned as 1 for Zn, 2 for Cr, 5 for Cu, Ni, and Pb, and 30 for Cd (Shetaia et al., 2023).

ERI values are classified as follows: <1 ("no risk"), 1–5 ("low risk"), 5–10 ("moderate risk"), 10–15 ("considerable risk"), and >15 ("high risk") (Kumar et al., 2020).

2.6. Data Analysis and Visualization

Data on water component concentrations were analyzed using OriginPro software ver. 9.9 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA) and PAST ver. 4.16.

3. Results and Discussion

3.1. Water quality parameters

A distinctive feature of natural climate variations is the cyclicity of processes, with dry periods alternating with humid periods, and phases of high biological productivity followed by periods of decline. Lakes, particularly those with low water exchange or endorheic systems, can serve as sensitive indicators of regional climate change. The climate conditions during the study period, including mean monthly air temperatures (T) and precipitation (P) around Lake Kotokel, are presented in comparison with 25-year averages (T_{avg} and P_{avg}) from 2000 to 2024 (Fig. 2). In 2024, air temperatures in July and August were 2.8–2.9 °C above long-term averages, while precipitation was twice the long-term average in June and approximately 25% below the average in July. These summer conditions enhanced nutrient input from the watershed at the start of the growing season and promoted warming of the lake water, resulting in a phytoplankton bloom in July and August 2024 and associated changes in water quality parameters. In contrast, higher-than-average air temperatures from November 2024 to January 2025 had minimal impact on water parameters due to the presence of an established ice cover.

To examine the relationship between dissolved HMs concentrations, water physicochemical characteristics, and the intensity of biological processes, a comprehensive analysis of water quality parameters was performed. The results of the chemical analysis of Lake Kotokel water (86 samples) are presented in Table 1.

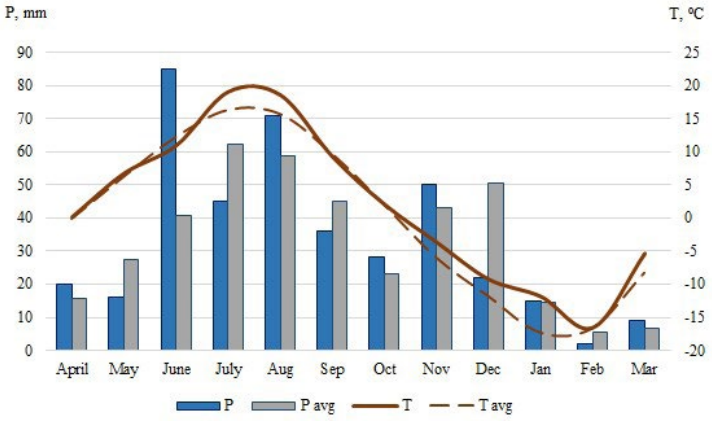


Fig.2. Air temperature (T) and precipitation (P) according to data from the meteorological station in Goryachinsk settlement.

The seasonal dynamics of physicochemical parameters of water and nutrient concentrations in Lake Kotokel, derived from long-term monitoring, have been described in detail previously (Shiretorova et al., 2025).

Notably, summer conditions in 2024 were particularly favorable for a phytoplankton bloom. Lake water temperatures in July reached 26.5–27.4 °C, stimulating high biological activity. The bloom outbreak was accompanied by increased turbidity (95–120 NTU), pH (8.5–10.8), DO concentrations (10.6–16.4 mg/L), and chl-*a* levels (38–186 μg/L, with isolated sites reaching 311–586 μg/L).

Exceedances of MACs for fishery water bodies (Table 1) were most frequent for pH during the bloom period (59.5% of samples), less frequent for TP in the autumn period (2.4% of samples), and for ammonium nitrogen in May, associated with inflow of contaminated meltwater from surrounding areas (1.2% of samples). DO fell below the normative threshold of 4 mg/L in 1.2% of samples during the under-ice period. Regarding turbidity, only 12% of samples—exclusively from the under-ice period—complied with WHO standards.

3.2. Spatiotemporal distribution of HMs in the lake water

According to the data obtained (Table 1), the concentrations of dissolved HMs in Lake Kotokel during the study period can be ranked in descending order as follows: Fe > Mn > Zn > Ni > Cr > Cu > Pb > Cd. Spatial distributions of HM concentrations across different seasons are shown in Fig. 3. High spatial variation was observed throughout the lake. During the under-ice period, the greatest variability occurred for manganese and zinc. In the open-water period, the variability persisted despite active wind-induced mixing. Elevated iron concentrations were consistently observed in the southern part of the lake (sampling points 1–4, 19, 22), and manganese concentrations were particularly high in winter (points 1, 4). Previous studies have reported

Table 1. Water characteristics of Lake Kotokel.

Parameters[1]	Min	Max	Mean	Median	Std. Deviation	WHO Standard, 2017[2]	Russian National Standard (MAC)[3]	% of Samples Exceeding MAC
T	0.1	27.4	14	14.6	9.1	-[4]	-	-
Turbidity	1.94	120	28.89	26.65	22.5	5	-	-
pH	5.9	10.8	7.9	7.3	1.5	6.5-8.5	6.5-8.5	59.5
Ec	53	85.8	66	66	7.4	≤ 1500	-	-
DO	3.0	16.4	10.4	10.6	2.4	≥5.0	≥4–6	1.2
NO_2^--N	0.001	0.006	0.002	0.002	0.001	-	0.02	0
NO_3^--N	0.04	0.73	0.20	0.11	0.19	50	9.1	0
NH_4^+-N	nd[5]	0.49	0.06	0.03	0.09	1.5	0.4	1.2
PO_4^{3-}-P	nd	0.03	0.007	0.004	0.006	-	0.2	0
TP	0.02	0.36	0.08	0.08	0.05	-	0.2	2.4
TOC	2.9	11.3	7.3	6.8	2	-	-	-
Chl-*a*	1.6	587	71	34	89	-	-	-
Fe	20	224	81	68	44	300	100	26.2
Mn	0.2	177	10.0	2.0	22.1	100	10	21.4
Zn	nd	11.81	3.26	2.37	2.66	3000	10	2.4
Cu	nd	1.69	0.48	0.43	0.30	2000	1	4.8
Ni	nd	23.98	0.66	< 0.01	3.21	70	5	2.4
Cr	nd	14.15	0.53	0.31	1.53	50	70	0
Pb	nd	0.42	0.01	< 0.02	0.05	10	10	-
Cd	nd	0.16	0.01	< 0.005	0.03	3	6	0

Note: [1] T in °C, turbidity in NTU, Ec in μS/cm, other components—in mg/L, Chl-a and metals – in μg/L; [2] (World..., 2017); [3] maximum allowable concentration (Order…, 2016); [4] «–» indicates that a standard was not established; [5] nd – below detection limit (detection limit, μg/L: Cr, Pb = 0.02, Ni = 0.01, Zn, Cd = 0.005).

strong sediment transport in this area due to prevailing northwesterly winds (Pronin and Ubugunov, 2013), leading to the accumulation of organic matter and subsequent mobilization of metals into the water column.

A pronounced local increase in copper, chromium, and nickel concentrations was observed in July at sampling point 14, located in the deepest part of the lake, likely associated with input from fracture-vein waters. The locations of the presumed northeast-trending fault zones were previously mapped in (Angakhaeva et al. 2021). Near these zones, fluctuations in metal concentrations of varying intensity were more frequent during the study period, occasionally reaching 1–2 orders of magnitude. Lead and cadmium were detected in isolated samples (3.5% and 8.1% of samples, respectively) in coastal areas near settlements and recreational facilities, at concentrations well below MAC standards. Exceedances of MACs were most frequent for Fe and Mn (26% and 21% of samples, respectively), while Zn, Cu, and Ni exceeded standards less frequently (2.4–4.8% of samples). The maximum degree of exceedance was highest for Mn (17.7 times the standard), followed by Ni (4.4), Fe (2.2), Cu (1.7), and Zn (1.2).

The seasonal dynamics of metal concentrations in Lake Kotokel are presented in Figure 4. A pronounced increase during the under-ice period was observed for Mn (several-fold), Zn, and Cu. This winter rise is likely related to changes in physicochemical conditions—specifically, decreased pH and DO—which promote mobilization of these metals from sediments and groundwater. Similar seasonal patterns have been reported for lakes in the Selenga River delta (Chebykin et al., 2012). Dissolved iron exhibited two annual peaks—in spring and autumn—likely reflecting inputs with organic matter from upper soil horizons via meltwater or rainfall. Chromium concentrations peaked in spring, declined thereafter, and rose slightly in autumn. Nickel was primarily detected in summer, while in other seasons its concentrations generally remained below the detection limit. The lowest concentrations of iron, chromium, and nickel occurred during the ice-covered period, likely reflecting their predominant input from bedrock weathering and surface soil horizons in the watershed.

Radar charts were constructed based on correlation analysis of water composition data to illustrate statistically significant relationships ($p < 0.05$) between individual metals and physicochemical parameters, as well as nutrient concentrations (Fig. 5). Lead and cadmium were excluded from the analysis because their concentrations were below the detection limit in most samples. Moderate positive correlations were observed for Mn–Zn (0.61), Mn–Cu (0.53), and Zn–Cu (0.46), whereas Mn–Cr exhibited a moderate negative correlation (-0.41). The generally low correlation coefficients

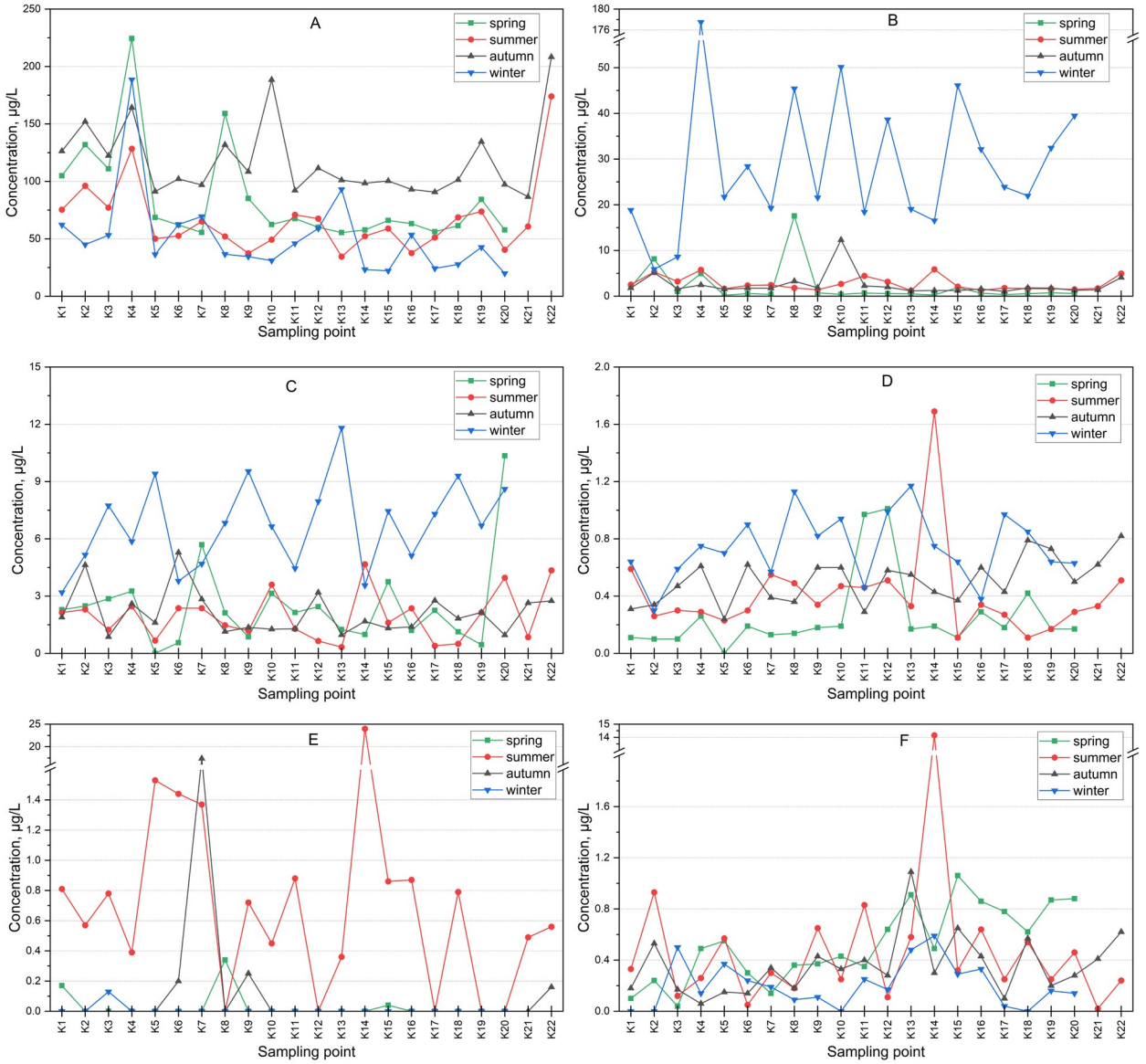


Fig.3. Spatiotemporal dynamics of Fe (A), Mn (B), Zn (C), Cu (D), Ni (E), and Cr (F) in the water of Lake Kotokel. Sampling point numbers correspond to those shown in Fig. 1B.

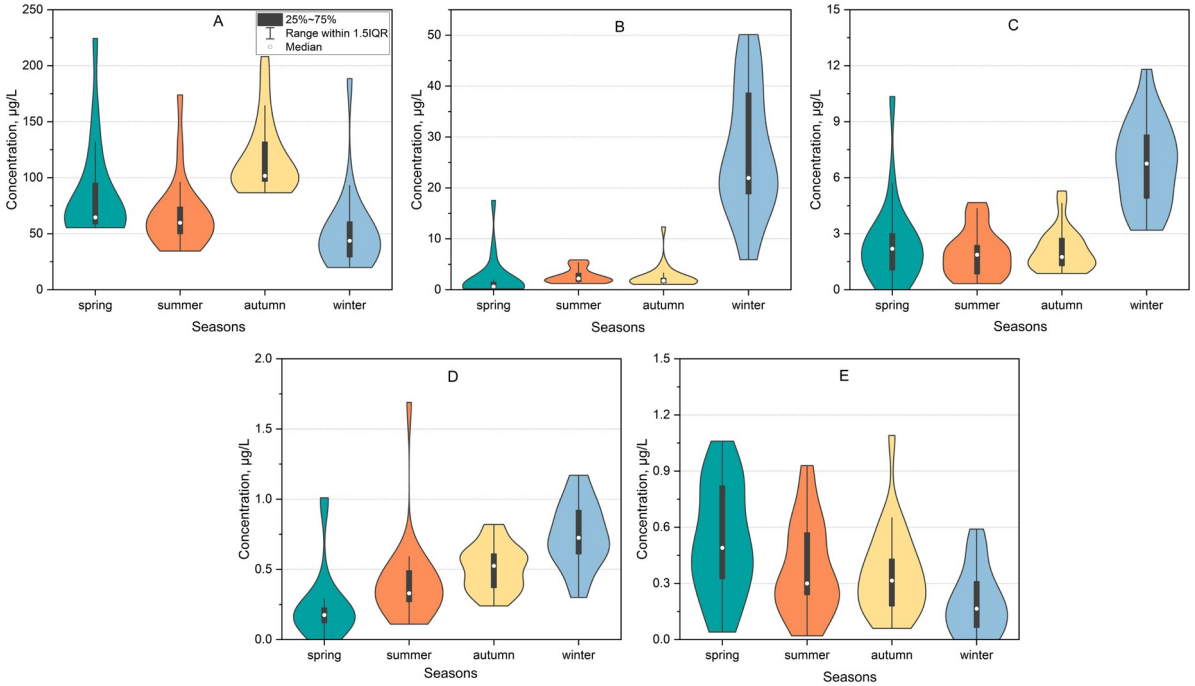


Fig.4. Seasonal dynamics of Fe (A), Mn (B), Zn (C), Cu (D), and Cr (E) in the water of Lake Kotokel.

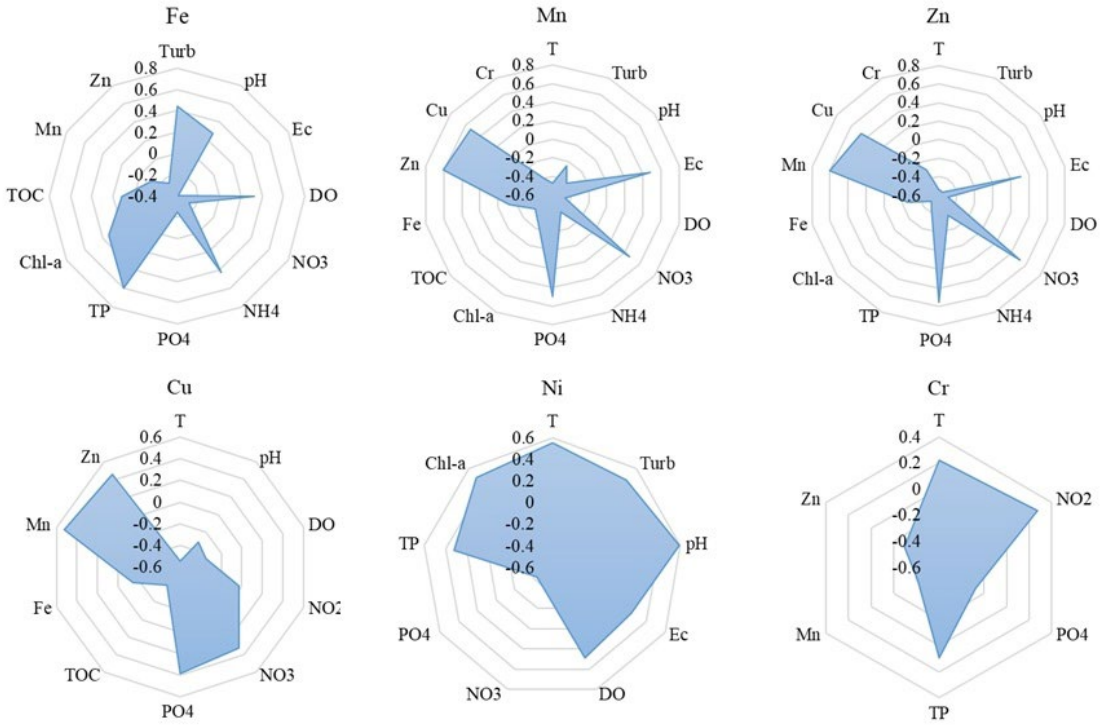


Fig.5. Radar chart of significant correlations (Spearman correlation coefficient, $p > 0.05$) between metal concentrations, physicochemical parameters, and nutrients contents in Lake Kotokel water.

may reflect the influence of different sources (natural/anthropogenic) and diverse pathways of metal input in Lake Kotokel, including surface runoff from surrounding areas, groundwater inflow, and mobilization from sediments.

Stronger positive correlations of certain metals with physicochemical parameters and nutrients were also observed. In particular, iron exhibited correlations with TP (0.60), turbidity (0.44), and ammonium nitrogen (0.43), suggesting inputs from surrounding areas along with organic matter via runoff from meltwater and rainfall. Manganese concentrations, which increased during the winter period, consistently showed negative correlations with pH (−0.40), temperature (−0.48), and DO (−0.46), and positive correlations with Ec (0.48) and nutrients—nitrate nitrogen (0.47) and phosphate phosphorus (0.49)—reflecting its release during organic matter decomposition under ice cover.

Zinc exhibited a behavior similar to manganese, showing comparable correlations with environmental parameters and nutrients, along with negative correlations with total suspended solids (−0.42) and chl-*a* (−0.50). Nickel was positively correlated with temperature (0.55), turbidity (0.46), pH (0.59), and chl-*a* (0.49), consistent with its highest concentrations occurring in summer when these parameters reach their maxima.

Figure 6 presents PCA plots for the first three components. The PCA identified three main components with eigenvalues greater than 1, which together explained 63.01 % of the total variance. Sample grouping occurred primarily by season rather than by sampling location, indicating that seasonal variations in physicochemical conditions and the intensity of biological processes strongly influence the input, accumulation, and potential adsorption or desorption of dissolved HMs in lake water.

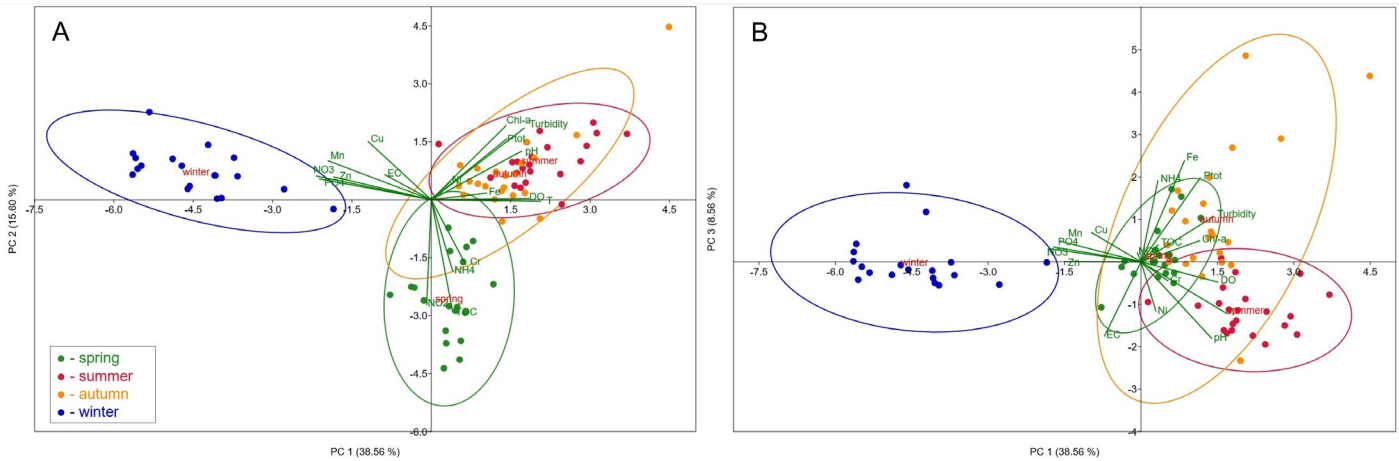


Fig.6. PCA of water quality parameters and HM concentrations in Lake Kotokel. (A) - biplot PC1-PC2, (B) - biplot PC1-PC3.

The first principal component PC1 (38.56 %) exhibited the highest loadings on water physicochemical parameters (excluding Ec), TP, and chl-*a*, separating under-ice (winter) and open-water (summer and autumn) periods. Electrical conductivity, Mn, Zn, and Cu—highest in winter samples—were negatively correlated with temperature, turbidity, pH, TP, chl-*a*, and Fe, which increased during the open-water period. PC2 (15.50 %) highlighted a cluster of spring samples with elevated TOC, ammonium nitrogen, and Cr and Ni concentrations. PC3 (8.56 %), with the highest loadings on Fe and TP, distinguished summer and autumn samples.

3.3. Pollution and ecological risk assessment

The level of metal pollution in Lake Kotokel and its potential impact on aquatic flora and fauna were assessed using HEI, NPI, and ERI indices.

HEI values ranged from 0.71 to 20.97, with a mean of 2.54. Water samples from nearly all sampling points were classified as "low pollution". The only exception was a sample collected during the under-ice period near the "Geser" tourist base (sampling point 4), which was classified as "moderate pollution" primarily due to elevated Mn concentrations. Seasonally, higher HEI values were observed during the winter period (Table 2).

Unlike HEI, NPI index exhibited greater gradation in pollution levels, as it accounts for both the maximum and average concentrations of individual metals, thereby highlighting the contribution of major pollutants (Li et al., 2022). During the spring and summer periods, lake water was generally classified as "unpolluted" in open-water areas and "slightly polluted" in coastal zones. In autumn, pollution levels ranged from "slightly polluted" to "moderately polluted," primarily due to elevated Fe concentrations. NPI values, similar to HEI, peaked during the under-ice period; according to the classification criteria, water during this period was predominantly "moderately polluted" to "heavily polluted". Notably, during the open-water period, Fe contributed most to the NPI value, likely entering the lake through runoff and precipitation from surrounding areas. During the ice-covered period, the contribution of Mn increased sharply, reflecting its release from silty bottom sediments.

ERI values were generally below 1, with a mean of 0.34, indicating no significant risk to aquatic organisms in almost all seasons. Only six samples (five collected in spring and one in winter) fell into the "low risk" category due to the presence of Cd near settlements and tourist bases, with ERI values not exceeding 3.43.

Overall, the results of HEI, NPI, and ERI calculations indicate that pollution of Lake Kotokel waters by the studied HMs is predominantly of natural origin. Nevertheless, occasionally elevated ERI values underscore the need for continuous monitoring of local pollution sources.

4. Conclusions

The first detailed investigation of dissolved HMs in Lake Kotokel revealed distinct features of their seasonal dynamics and spatial distribution. High variability in metal concentrations was observed across the lake, more pronounced during the under-ice period for Mn and Zn, and largely season-independent for Fe, Cu, Cr, and Ni. Localized peaks in metal concentrations, in some cases exceeding background levels by 1–2 orders of magnitude, were likely driven by fracture water discharge. Seasonally, the highest concentrations of Mn, Zn, and Cu occurred during the under-ice period, whereas Fe, Cr and Ni were more abundant in the open-water season. These patterns likely reflect differences in geochemical behavior and sources of input: the former group is primarily mobilized in winter from bottom sediments (under reduced DO conditions) and from groundwater, while the latter group is introduced during the open-water period via meltwater and rainfall transporting weathering products of rocks and soil organic matter from the watershed. Correlation and PCA analyses revealed that seasonal changes in physicochemical conditions and the intensity of biological processes exert a decisive influence on HM concentrations. The relatively low correlation coefficients may indirectly reflect the presence of multiple sources (natural or anthropogenic) and pathways of input—including surface runoff, groundwater inflow, and mobilization from bottom sediments—of dissolved HMs in Lake Kotokel.

For the first time, the current level of HM pollution and the associated ecological risk in Lake Kotokel were assessed. The pollution levels increased progressively from spring (classified as "unpolluted" in open-water areas and "slightly polluted" in coastal zones) to autumn ("moderately polluted") and winter ("heavily polluted"). During the open-water period, Fe contributed most to the pollution indices, whereas in the under-ice period, Mn played a dominant role. In most cases, ERI values indicated no risk to aquatic

Table 2. Water evaluation indices in different seasons.

Seasons	HEI			NPI			ERI		
	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$
Spring	0.71	3.77	1.58	0.40	1.61	0.66	0.00	3.43	0.62
Summer	0.91	8.26	1.89	0.26	3.47	0.63	0.05	0.89	0.17
Autumn	1.47	5.30	2.32	0.63	2.50	0.94	0.09	0.32	0.19
Winter	1.86	20.97	4.55	0.45	12.69	1.94	0.11	1.97	0.39

organisms across all seasons. Overall, the pollution and ecological risk assessment suggest that HM pollution in Lake Kotokel is primarily of natural origin. However, isolated cases where ERI values increased from "no risk" to "low risk" underscore the need for continuous monitoring of local pollution sources.

The collected data provide new insights into the mechanisms of metal input and accumulation under the combined influence of natural and anthropogenic factors in the context of climate change. These findings are also relevant for water quality management in comparable hydrological systems and for developing strategies to mitigate the transfer of metals into Lake Baikal.

Acknowledgements

This research was supported by the Russian Science Foundation (Grant No. 24-17-00333, https://rscf.ru/project/24-17-00333)

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

Angakhaeva N.A., Plyusnin A.M., Ukraintsev A.U. et al. 2021. Hydrogeochemical features of Lake Kotokel. Earth Scinces and Subsoil Use 44(2): 106–115. DOI: 10.21285/2686-9993-2021-44-2-106-115

Argun Y.A. 2025. Examination of heavy metal concentrations and their interaction with anthropogenic sources in Ermenek Dam Lake (Turquoise Lake). Environmental Geochemistry and Health 47: 58. DOI: 10.1007/s10653-025-02367-2

Bathymetry of Natural Lakes in Russia. MapGraphica. URL: http://lakemaps.org/ru/atlas_maps.asp?name=Buryatia&geotype=rp&local=Республика%20Бурятия (accessed on 02 November 2024).

Bazarsadueva S.V., Taraskin V.V., Budaeva O.D. et al. 2023. First Data on PAE levels in Surface Water in Lakes of the Eastern Coast of Baikal. International Journal of Environmental Research and Public Health 20(2): 1173. DOI: 10.3390/ijerph20021173

Bazarzhapov T.Z., Shiretorova V.G., Radnaeva L.D. et al. 2023. Distribution of heavy metals in water and bottom sediments in the basin of lake Gusinoe (Russia): Ecological risk assessment. Water 15(19): 3385. DOI: 10.3390/w15193385

Bhateria R., Jain D. 2016. Water Quality Assessment of Lake Water: a Review. Sustainable Water Resources Management 2: 161–173. DOI: 10.1007/s40899-015-0014-7

Botle A., Salgaonkar S., Tiwari R. et al. 2023. Brief status of contamination in surface water of rivers of India by heavy metals: a review with pollution indices and health risk assessment. Environmental Geochemistry and Health 45(6): 2779–2801. DOI: 10.10017/s10653-022-01463-x

Brown K.P., Gerber A., Bedulina D. et al. 2021. Human impact and ecosystemic health at Lake Baikal. WIREs Water 8(4): e1528. DOI: 10.1002/wat2.1528

Chebykin E.P., Sorokovikova L.M., Tomberg I.V. et al. 2012. Current state of the Selenga River waters in the Russian territory concerning major components and trace elements. Sustainable Chemistry for the Environment 20: 561–580.

Das S. 2024. Assessment of the ecotoxicity of heavy metal contaminants on aquatic organisms: A reviewon the impact of Lead, Chromium, Cadmium, Zinc and Mercury. African Journal of Biological Sciences 6(5): 8871–8883. DOI: 10.48047/AFJBS.6.5.2024.8871-8883

Dippong T., Senila M., Cadar O. et al. 2024. Assessment of the heavy metal pollution degree and potential health risk implications in lakes and fish from northern Romania. Journal of Environmental Chemical Engineering 12(2): 112217. DOI: 10.1016/j.jece.2024.112217

Edet A.E., Offiong O.E. 2002. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). GeoJournal 57(4): 295–304. DOI: 10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de

Fluet-Chouinard E., Messager M.L., Lehner B. et al. 2017. Freshwater Lakes and Reservoirs. In: Finlayson C., Milton G., Prentice R. et al. (Eds.), The Wetland Book II: Distribution, description, and conservation. Springer, pp. 125–142. DOI: 10.1007/978-94-007-6173-5_201-2

GOST 17.1.3.07-82. 1982. Nature conservation. The hydrosphere. Rules for water quality control of reservoirs and watercourses. The interstate standard. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200012472 (in Russian)

GOST 17.1.4.02-90. 1999. Water. Spectrophotometric Determination of Chlorophyll *a*. The interstate standard. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200009756 (in Russian)

GOST 57162-2016. 2016. Water. Determination of elements content by graphite furnace atomic absorption spectrometry. National standard of Russian Federation. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200140389 (in Russian)

Guidelines for the chemical analysis of land surface waters. Part I. 2009. Rostov-on-Don: Nauka-Obrazovanie-Kul'tura.

Hedayatzadeh F., Ildoromi A., Hassanzadeh N. et al. 2024. Comprehensive monitoring of contamination and ecological-health risk assessment of potentially harmful elements in surface water of Maroon–Jarahi sub-basin of the Persian Gulf, Iran. Environmental Geochemistry and Health 46(10): 411. DOI: 10.1007/s10653-024-02181-2

Jolaosho T.L., Elegbede I.O., Ndimele P.E. et al. 2024. Occurrence, distribution, source apportionment, ecological and health risk assessment of heavy metals in water, sediment, fish and prawn from Ojo River in Lagos, Nigeria. Environmental Monitoring and Assessment 196(2): 109. DOI: 10.1007/s10661-023-12148-y

Kumar S.B, Padhi R.K, Mohanty A.K. et al. 2020. Distribution and ecological- and health-risk assessment of heavy metals in the seawater of the southeast coast of India. Marine Pollution Bulletin 161(Pt A):111712. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111712

Li L., Wu J., Lu J. et al. 2022. Water quality evaluation and ecological-health risk assessment on trace elements in surface water of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. Ecotoxicology and Environmental Safety 241: 113775. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.113775

Liu X., Chen S., Yan X. et al. 2021. Evaluation of potential ecological risks in potential toxic elements contaminated agricultural soils: Correlations between soil contamination and polymetallic mining activity. Journal of Environmental Management 300: 113679. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113679

Naz S., Mansouri B., Chatha A.M. et al. 2022. Water quality and health risk assessment of trace elements in surface water at Punjnad Headworks, Punjab, Pakistan. Environmental Science and Pollution Research 29(40): 61457–61469. DOI: 10.1007/s11356-022-20210-4

Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 No. 552 (as amended on October 12, 2018). 2016. On Approval of Water Quality Standards for water bodies of fishery importance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fishery importance URL: https://docs.cntd.ru/document/420389120 (in Russian)

Ozdemir K., Ciner M.N., Ozcan H.K. et al. 2024. Evaluation of Water and Sediment Quality in Lake Mogan, Türkiye. Water 16(11): 1546. DOI: 10.3390/w16111546

Pellinen V., Cherkashina T., Gustaytis M. 2021. Assessment of metal pollution and subsequent ecological risk in the coastal zone of the Olkhon Island, Lake Baikal, Russia. Science of The Total Environment 786: 147441. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147441

Peryazeva E.G., Plyusnin A.M., Garmaeva S.Z. et al. 2016. Peculiarities of the formation of the chemical composition of water in lakes on the eastern shore of Lake Baikal. Geography and Natural Resources 5: 49–59. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2016-5(49-59) (in Russian)

Prasad S., Wei Y., Chaminda T. et al. 2024. Spatiotemporal Assessment of Water Pollution for Beira Lake, Sri Lanka. Water 16(11): 1616. DOI: 10.3390/w16111616

Pronin N.M., Ubugunov L.L. 2013. Lake Kotokel'skoe: natural conditions, biota, ecology. Ulan-Ude: Buryat Scientific Center SB RAS.

Radnaeva L.D., Bazarzhapov T.Z., Shiretorova V.G. et al. 2022. Ecological State of Lake Gusinoe–A Cooling Pond of the Gusinoozersk GRES. Water 14(1): 4. DOI: 10.3390/w14010004

Salehi M. 2022. Global water shortage and potable water safety; Today's concern and tomorrow's crisis. Environmental International 158: 106936. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106936

Şener E., Şener Ş., Bulut C. 2023. Assessment of heavy metal pollution and quality in lake water and sediment by various index methods and GIS: A case study in Beyşehir Lake, Turkey. Marine Pollution Bulletin 192(1–2): 115101. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115101

Shagzhiev K.Sh., Babikov V.A., Zhigmitova S.B. et al. 2017. The East Coast of Baikal as an Area of Attraction and Influx of Tourists from Siberia, Mongolia and China. Nature of Inner Asia 1(2): 54–76. DOI: 10.18101/2542-0623-2017-1-54-76

Shetaia S.A., Nasr R.A., Lasheen E.S.R. et al. 2023. Assessment of heavy metals contamination of sediments and surface waters of Bitter lake, Suez Canal, Egypt: Ecological risks and human health. Marine Pollution Bulletin 192: 115096. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115096

Shiretorova V.G., Nikitina E.P., Bazarsadueva S.V. et al. 2025. Current State of Lake Kotokel (Eastern Cisbaikalia, Russia): Hydrochemical Characteristics, Water Quality, and Trophic Status. Water 17(4): 545. DOI: 10.3390/w17040545

Tanjung R.H.R., Indrayani E., Agamawan L.P.I. et al. 2024. Water quality assessment to determine the trophic state and suitability of Lake Sentani (Indonesia) for various utilisation purposes. Water Cycle 5: 99–108. DOI: 10.1016/j.watcyc.2024.02.006

The State of Lake Baikal and Measures for Its Protection; Report; Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation: Moscow, Russia. 2022. URL: https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/o_sostoyanii_ozera_baykal_i_merakh_po_ego_okhrane (accessed on 02 July 2025).

Vorobyevskaya E.L., Sedova N.B., Chevel K.A. et al. 2021. Biogenic Elements and Water Quality of Lake Kotokel and Some Neighboring Reservoirs. In Ecological and biological systems [Ecological Studies, Hazards, Solutions] 27: 54–62. (in Russian)

Vorobyova I.B., Belozertseva I.A., Vlasova N.V. et al. 2018. Current state of watercourses in the estuarine areas of the eastern coast of Lake Baikal. Advances in current natural science 1: 86–92. DOI: 10.17513/use.36656

Wang C., Wang K., Zhou W. et al. 2023. Occurrence, Risk, and Source of Heavy Metals in Lake Water Columns and Sediment Cores in Jianghan Plain, Central China. International Journal of Environmental Research and Public Health 20(4): 3676. DOI: 10.3390/ijerph20043676

World Health Organization (WHO). 2017. Guidelines for Drinking Water Quality 4th edition, incorporating the 1st addendum; WHO: Geneva, Switzerland.

Yakovlev E., Druzhinin S., Druzhinina A. et al. 2023. Trace metals in surface water of the Pechora River and its tributaries: Content, water quality and risks assessment (Arctic Ocean basin). Marine Pollution Bulletin 194(Pt B): 115317. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115317

Zamora-Ledezma C., Negrete-Bolagay D., Figueroa F. et al. 2021. Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. Environmental Technology & Innovation 22: 101504. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101504

Zengina T.Yu., Bedrinova D.S. 2015. Study of the quality of surface water in the recreational zone of Lake Kotokel (Republic of Buryatia) Bulletin of the Belarusian State University. Episode 2: Chemistry. Biology. Geography 2: 63–69. (in Russian)

Zhang Z., Lou S., Liu S. et al. 2024. Potential risk assessment and occurrence characteristic of heavy metals based on artificial neural network model along the Yangtze River Estuary, China. Environmental Science and Pollution Research 31(22): 32091–32110. DOI: 10.1007/s11356-024-33400-z

Zhou Q., Yang N., Li Y. et al. 2020. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. Global Ecology and Conservation 22: e00925. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e00925

Оригинальная статья

Растворенные тяжелые металлы в воде оз. Котокель (Восточное Прибайкалье, Россия): оценка уровня загрязнения и экологического риска

Ширеторова В.Г.[1]*, Никитина Е.П.[1], Базарсадуева С.В.[1], Нимбуева Н.Б.[1,2], Будаева О.Д.[1], Тараскин В.В.[1], Пинтаева Е.Ц.[1], Раднаева Л.Д.[1,2], Гармаев Е.Ж.[1]

[1] *Байкальский институт природопользования Сибирского отделения Российской академи наук, ул. Сахьяновой, 6, Улан-Удэ, 670047, Россия*
[2] *Бурятский государственные университет имени Доржи Банзарова, ул. Смолина, 24а, Улан-Удэ, 670000, Россия*

АННОТАЦИЯ. Сохранение экологического благополучия водных экосистем является приоритетной задачей государства. Озеро Котокель - одно из крупнейших озер Байкальского региона, связанное с оз. Байкал через систему проток, и имеющее большое социально-экономическое значение. Впервые проведен детальный анализ содержания растворенных тяжелых металлов, значения которых могут быть ранжированы в следующем порядке: Fe > Mn > Zn > Ni > Cr > Cu > Pb > Cd, установлены особенности их сезонной динамики и пространственного распределения. Для марганца, цинка и меди наибольшие содержания были характерны в подледный период, что обусловлено их мобилизацией из илистых отложений и подземных вод. В период открытой воды возрастали содержания железа, хрома и никеля, вследствие их поступления с талыми и дождевыми водами, несущими в водоем продукты выветривания горных пород и органическое вещество почв с водосбора. Для выявления взаимосвязей между содержанием тяжелых металлов и такими параметрами воды, как физико-химические показатели, содержание биогенных веществ, общего органического углерода и хлорофилла-*a*, были выполнены корреляционный анализ Спирмена и анализ методом главных компонент. Показано определяющее влияние сезонных изменений физико-химических условий и интенсивности развития биологических процессов на содержание тяжелых металлов. Впервые для оз. Котокель проведена оценка степени загрязнения воды тяжелыми металлами и связанного экологического риска. Значения индексов загрязненности (HEI and NPI) и экологического риска (ERI) свидетельствуют о природных источниках загрязнения тяжелыми металлами, преимущественно железом и марганцем. Однако обнаруженный в единичных пробах воды вблизи поселений кадмий повышал уровень потенциального экологического риска для водных организмов, что указывает на необходимость постоянного контроля за локальными источниками загрязнения.

Ключевые слова: озеро Котокель, растворенные тяжелые металлы, пространственно-временное распределение, степень загрязнения, экологический риск

Для цитирования: Ширеторова В.Г., Никитина Е.П., Базарсадуева С.В., Нимбуева Н.Б., Будаева О.Д., Тараскин В.В., Пинтаева Е.Ц., Раднаева Л.Д., Гармаев Е.Ж. Растворенные тяжелые металлы в воде оз. Котокель (Восточное Прибайкалье, Россия): оценка уровня загрязнения и экологического риска // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1062-1082. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1062

1. Введение

Пресноводные экосистемы сталкиваются с серьезными экологическими угрозами из-за растущего антропогенного воздействия. Поступление и накопление в водоемах различных поллютантов в условиях изменения климата создают опасность для здоровья человека и благополучия биоты (Salehi, 2022). Тяжёлые металлы вследствие своей токсичности, стойкости и способности к биоаккумуляции относятся к приоритетным загрязнителям водных экосистем (Zamora-Ledezma et al., 2021). На загрязнение водных объектов тяжелыми металлами оказывают влияние региональные, географические и климатические факторы, что, тем не менее, создает аналогичные риски и является глобальной проблемой (Das, 2024; Wang et al., 2023; Erhan Şener et al., 2023; Thomas Dippong et al., 2024). Исследователями

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: vgshiretorova@mail.ru (В.Г. Ширеторова)

Поступила: 01 августа 2025; ***Принята:*** 26 августа 2025; ***Опубликована online:*** 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

всего мира уделяется большое внимание изучению степени загрязнения ТМ, определению источников их поступления и особенностей накопления в водных объектах, а также оценке связанного экологического риска для водных экосистем и риска для здоровья человека (Botle et al., 2023; Hedayatzadeh et al., 2024; Jolaosho et al., 2024; Naz et al., 2022; Qiaoqiao Zhou et al., 2020; Yakovlev et al., 2023; Zhang et al., 2024; Argun, 2025 Bazarzhapov et al., 2023).

Пресные озёра, являясь неотъемлемой составляющей ресурсов поверхностных вод, обеспечивают широкий спектр жизненно важных услуг, включая водоснабжение, рыболовство, регулирование паводков и рекреационные возможности. Они также играют важнейшую роль в глобальных биогеохимических циклах, в частности, в регулировании циклов воды, углерода и питательных веществ (Fluet-Chouinard et al., 2017; Tanjung et al., 2024). Озерные экосистемы, как правило, характеризуются замедленным водообменом и расположением в понижениях рельефа, что делает их особенно восприимчивыми к накоплению загрязняющих веществ (Bhateria and Jain, 2016). Это повышает их чувствительность к изменениям окружающей среды и может представлять значительный риск как для биоты, так и для здоровья человека (Prasad et al., 2024; Ozdemir et al., 2024). Исследование качества воды в водных объектах бассейна озера Байкал, а также оценка их экологического состояния в условиях антропогенного воздействия и глобальных изменений климата, является особенно важным, поскольку Байкал является объектом Всемирного природного наследия и источником пресной воды мирового значения (Brown et al., 2021; Radnaeva et al., 2022; Pellinen et al., 2021).

Озеро Котокель (в литературе Котокельское, реже Катакель) – самое крупное из озер восточного побережья оз. Байкал и третье по площади (площадь поверхности 68,9 км^2) после озер Хубсугул (Монголия) и Гусиное (Бурятия) в бассейне оз. Байкал (Рис. 1). Озеро расположено в 2 км от оз. Байкал и имеет связь с ним через систему рек. На формирование ресурсов и химического состава озерных вод значительное влияние оказывает его расположение в Байкальской рифтовой зоне - в цепочке котловин тектонического происхождения, сопровождающееся разгрузкой трещинно-жильных вод по разрывным нарушениям (Перязева и др., 2016). Резко возросшая в 80-90-х гг. XX в. рекреационная нагрузка на водоем в сочетании с неблагоприятными природными факторами привели к потере рыбохозяйственного значения, а затем и к экологической катастрофе (Шагжиев и др., 2017; Зенгина и Бедринова, 2015). В 2008-2009 гг. озеро пережило вспышку Гаффской болезни. С июня 2009 г. по май 2017 г. на озере действовал запрет на его использование в рекреационных, питьевых и хозяйственно-бытовых целях (Государственный…, 2022).

С целью выяснения причин появления Гаффской болезни в 2008-2009 гг. были проведены первые комплексные эколого-биологические исследования озера (Пронин и Убугунов, 2013). Проводившиеся в последующие годы исследования носили фрагментарный, кратковременный и часто узконаправленный характер (Воробьевская и др., 2021; Зенгина и Бедринова, 2015; Воробьева и др., 2018; Bazarsadueva et al., 2023). Исследование гидрогеохимических особенностей озера Котокель показало высокую неоднородность содержания растворенных микроэлементов в зонах разгрузки тре-

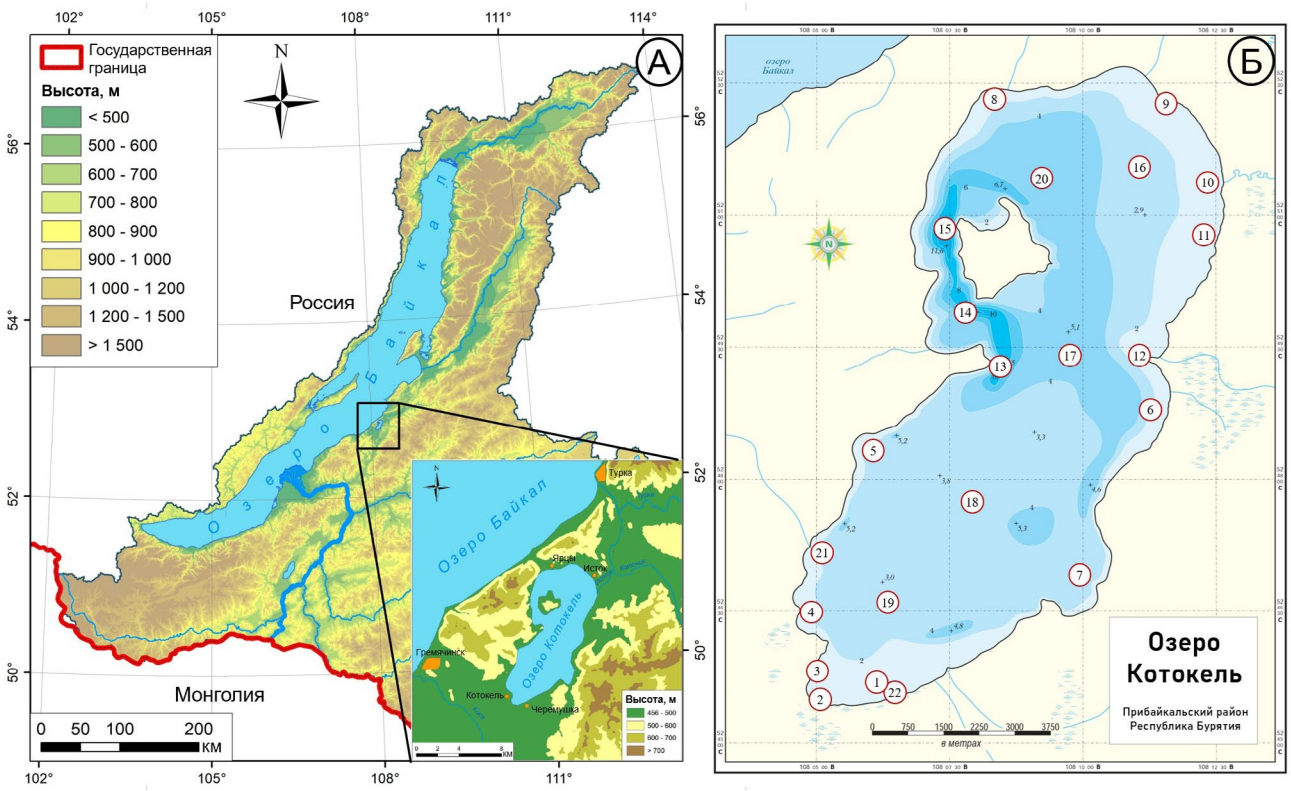


Рис.1. А – Российская часть бассейна оз. Байкал и бассейн оз. Котокель. В – Точки отбора проб в акватории оз. Котокель.

щинно-жильных вод в пределах разрывных нарушений северо-восточного простирания (Ангахаева и др., 2021). Ранее нами на основе анализа многолетних данных с использованием российских (УКИЗВ, ПАНб) и международных (NSF-WQI, CCME-WQI) индексов комплексной оценки качества воды было показано, что сочетание неблагоприятных факторов, таких как значительные флуктуации уровня озера, длительные высокие температуры в вегетационный период, а также разгрузка трещинно-жильных вод приводят к резкому снижению качества воды и повышению трофности озера (Shiretorova et al., 2025). Был отмечен вклад растворенных железа, марганца, цинка и меди в снижение общего качества воды в отдельные сезоны.

Цель исследования – анализ особенностей сезонной динамики и пространственного распределения растворенных форм ТМ в поверхностной воде оз. Котокель на основе детальных сезонных исследований, оценка степени загрязненности вод ТМ и связанного экологического риска.

2. Материалы и методы

2.1. Описание района исследования

Характеристика озера, геологическая характеристика района и донных отложений были подробно описаны нами ранее в работе (Shiretorova et al., 2025).

Климат территории континентальный с холодной зимой и умеренно теплым летом. Средняя температура января около −20 ˚С, в июле воздух прогревается до +16 ˚С. Суммарное годовое количество осадков составляет приблизительно 400 мм. На оз. Котокель преобладают ветры северо-западного направления, вследствие чего в южной части озера сильны наносные явления (Пронин и Убугунов, 2013).

На побережье оз. Котокель расположены 4 поселения: Ярцы, Исток, Котокель и Черемушка, численность населения в которых составляет от 70 до 145 человек. Основные виды деятельности: рыболовство, туризм и лесозаготовка. Озеро Котокель широко используется в рекреационных целях. Организованное водоотведение в населенных пунктах и на базах отдыха отсутствует.

2.2. Источники данных

В работе использованы данные по количеству осадков и среднемесячным температурам воздуха, измеренные ближайшей к району исследования метеостанцией в пос. Горячинск (52.9842 с.ш., 108.3044 в.д., высота над уровнем моря 491 м), находящиеся в свободном доступе на онлайн-ресурсе: https://www.pogodaiklimat.ru (доступ от 02 июля 2025).

2.3. Отбор проб

Полевые исследования проводились с мая 2024 года по март 2025 года для анализа гидрохимических параметров озера Котокель. Пробы воды отбирались на участках с различной глубиной и вблизи потенциальных источников загрязнения, таких как населённые пункты и туристические объекты (Shiretorova et al., 2025). Точки отбора проб, обозначенные на батиметрической карте (Батиметрия…), представлены на Рис. 1Б. Пробы отбирались четыре раза в зависимости от сезона: в период ледостава (конец февраля – начало марта), весной (май), летом (июль) и осенью (конец сентября – начало октября). Пробы поверхностных вод отбирались по всей акватории озера на глубине 0,2–0,5 м. Всего было отобрано 86 проб.

Процедура отбора проб подробно описана в нашей предыдущей работе (Radnaeva et al., 2022). Вкратце, пробы воды собирали в предварительно промытые полипропиленовые бутылки и фильтровали через мембранные фильтры с размером пор 0,45 мкм. Для анализа на содержание тяжёлых металлов отфильтрованные пробы консервировали добавлением сверхчистой HNO_3 до $pH \leq 2$. Некоторые физико-химические параметры и компоненты анализировали непосредственно на месте отбора. Пробы доставляли в лабораторию института в холодильном контейнере с температурой 1–3 ˚С и анализировали в течение двух дней.

2.4. Химический анализ

Методы химического анализа были подробно описаны в работах (Radnaeva et al., 2022; Shiretorova et al., 2025). Анализ выполнялся в Лаборатории химии природных систем БИП СО РАН по стандартным методикам (ГОСТ 57162-2016; ГОСТ 17.1.3.07-82; ГОСТ 17.1.4.02-90; Руководство…, 2009). Температура (Т), мутность, значение pH, растворенный кислород (РК), электропроводность (Ec), а также содержание фосфатов, аммония, нитритов, нитратов измерялись в полевой лаборатории с использованием специального оборудования (pH-тестер, портативные приборы Hanna (HI 991300, HI 98703, Hanna instruments, Judetul Salaj, Румыния), фотоэлектрический колориметр (ПЭ-5400 UV, Экросхим, Санкт-Петербург, Россия) в день отбора проб.

Значения pH воды измеряли потенциометрическим методом, содержание РК – по Винклеру с погрешностью 0,3%. Концентрацию хлорофилла-a (Chl-*a*) и биогенных элементов определяли спектрофотометрическим методом с погрешностью 2–5%. Содержание нитритов определяли с помощью реактива Грисса, нитратов – с салициловокислым натрием, аммонийного азота – индофенольным методом, фосфатов – методом Дениже-Аткинса с хлористым оловом в качестве восстановителя. Содержание общего фосфора ($P_{общ}$) определяли после высокотемпературного персульфатного окисления. Содержание общего органического углерода (ООУ) определяли с использованием анализатора TOC-L CSN (Shimadzu, Япония). Хлорофилл-a экстрагировали из клеток фитопланктона 90%-ным раствором ацетона перед фотометрическим определением. Концентрации тяжёлых металлов в воде

(Fe, Mn, Zn, Ni, Cd, Cr, Cu и Pb) определяли с использованием атомно-абсорбционного спектрометра (Solaar M6, США), оснащенного электротермическим и пламенным атомизаторами, с погрешностью 5–10%.

2.5. Оценка степени загрязнения и экологического риска

В исследовании были рассчитаны как индексы загрязнения, так и индексы предварительной оценки экологического риска.

Индекс оценки содержания тяжелых металлов (Heavy metal evaluation index (HEI)) оценивает содержание ТМ в воде, отражает кумулятивное воздействие ТМ и качество воды, и определяется следующим образом (Edet and Offiong, 2002):

$$HEI = \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{MAC_i},$$

где C_i и MAC_i – контролируемое значение и предельно допустимая концентрация *i*-го металла соответственно. Качество воды в соответствии со значениями индекса оценивается как низкого (HEI < 10), среднего (HEI от 10 до 20) и высокого уровня загрязнения (HEI > 20).

Индекс загрязнения Немерова (Nemerow pollution index (NPI)) также применяется для оценки качества воды. Он учитывает максимальные и средние значения каждого элемента и может указывать на вклад основных загрязняющих веществ (Shetaia et al., 2023). NPI рассчитывается следующим образом:

$$NPI = \sqrt{(PI_{avg}^2 + PI_{max}^2)} / 2,$$
$$PI = C_i / MAC_i$$

где C_i – содержание металла в воде, MAC_i – предельно допустимая концентрация. В соответствии со значением NPI вода классифицируется по пяти классам: незагрязнённая ($NPI \leq 0{,}7$), слабозагрязнённая ($0{,}7 < NPI \leq 1$), умеренно загрязнённая ($1 < NP \leq 2$), сильно загрязнённая ($2 < NP \leq 3$), чрезвычайно загрязнённая ($NP > 3$) (Liu et al., 2021).

Оценка экологического риска (Ecological risk assessment (ERI)) основана на расчете суммарного индекса экологического риска для воды, учитывающего коэффициенты опасности каждого металла (HQ_i):

$$ERI = \sum_i^n (HQ_i \times T_i) / \sum_i^n T_i,$$
$$HQ_i = C_i / PNEC_i$$

где C_i — содержание металла в воде, $PNEC_i$ — прогнозируемая безопасная концентрация для i-го металла. PNEC для Zn, Cr, Cu, Ni, Pb и Cd были рассчитаны как описано в (Shetaia et al., 2023) с использованием значений максимальной концентрации вещества в воде, воздействию которой водные организмы могут подвергаться неограниченно долго без вредных последствий (Criterion continuous concentration (CCC)) для пресной воды (https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-tables). Значения CCC недоступны для Fe и Mn, поэтому они исключены из расчета ERI. T_i — фактор токсического отклика i-го металла, который был принят за 1 для Zn, 2 для Cr, 5 для Cu, Ni и Pb и 30 для Cd (Shetaia et al., 2023). Значения ERI в интервалах <1, 1–5, 5–10, 10–15 и более 15 классифицируются, соответственно, как «риск отсутствует», «низкий риск», «умеренный риск», «значительный риск» и «высокий риск» (Kumar et al., 2020).

2.6. Анализ и визуализация данных

Для статистической обработки, анализа и визуализации полученных данных были использованы пакеты программ OriginPro software ver. 9.9 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA) и PAST 4.16.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Параметры качества воды

Характерной чертой естественных изменений климата выступает цикличность процессов: засушливые периоды чередуются с увлажненными, а фазы интенсивного роста биопродуктивности сменяются периодами её снижения. При этом озёра, особенно те, что имеют слабую проточность или являются бессточными, способны выступать в роли индикаторов климатических изменений в регионах своего расположения.

Характеристика климатических условий в период исследования, включающая среднемесячные температуры воздуха (T) в районе оз. Котокель и количество осадков (P), в сравнении со средними значениями (T_{avg} and P_{avg}) за последние 25 лет (2000-2024 гг.) представлена на Рис. 2. Можно отметить, что температура воздуха в июле и августе 2024 г. была на 2.8-2.9 °C выше средних значений, а количество осадков было в два раза больше среднего в июне и на четверть ниже в июле. Такие погодные условия в летний период способствовали поступлению питательных веществ с водосбора в начале вегетационного периода и последующему хорошему прогреву озерной воды, что привело к вспышке массового развития фитопланктона, наблюдавшейся в июле и августе, и соответствующим изменениям

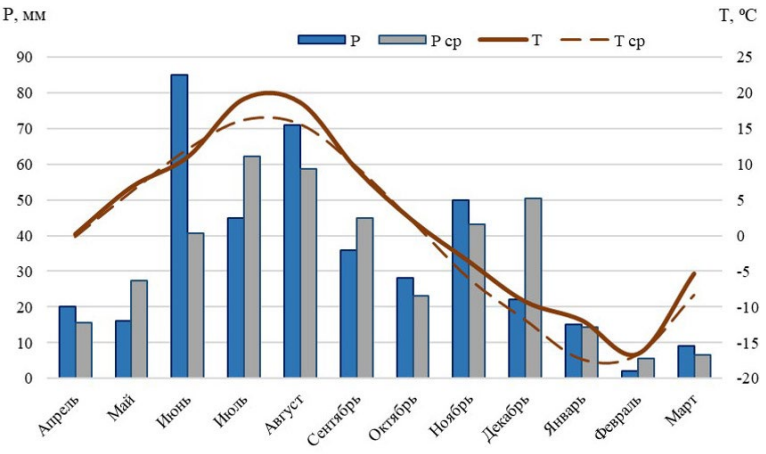


Рис.2. Температура воздуха (T) и количество осадков (P) по данным метеостанции в пос. Горячинск.

параметров качества воды. Более высокие в сравнении со среднемноголетними температуры воздуха в период с ноября 2024 г. по январь 2025 г. вследствие установившегося ледяного покрова уже такого значимого влияния на параметры воды не оказали.

Для выявления взаимосвязи содержания растворенных ТМ с физико-химическими характеристиками воды и интенсивностью билогических процессов был выполнен комплексный анализ параметров качества воды. Результаты химического анализа воды оз. Котокель (86 образцов) представлены в Таблице 1.

Сезонная динамика по данным многолетних исследований физико-химических параметров воды и биогенных веществ в воде оз. Котокель была подробно описана нами ранее (Shiretorova et al., 2025). Можно отметить, что погодные условия в летний период 2024 г. были наиболее благоприятными для массового развития фитопланктона. Температура озерной воды в июле достигала 26,5-27,4°C, что обусловило высокую интенсивность биологических процессов. Вспышка массового цветения сопровождалась повышением мутности до 95-120 NTU, pH – до 8,5-10,8, содержания растворенного кислорода – до 10,6-16,4 мг/л, хлорофилла-а – до 38-186 мкг/л (на отдельных участках 311-586 мкг/л).

Превышения ПДК для рыбохозяйственных водоемов (Таблица 1) по параметрам качества воды наиболее часто наблюдались для pH в период массового цветения водоема (59,5% образцов), реже – для общего фосфора в осенний период (2,4% образцов), для аммонийного азота – в мае при поступлении загрязненных талых вод с прилегающих территорий (1,2% образцов). Содержание растворенного кислорода падало до значений ниже норматива 4 мг/л в подледный период в 1,2% образцов. По показателю мутности лишь 12% образцов, причем только в подледный период, соответствовали стандартам ВОЗ.

3.2. Пространственно-временное распределение тяжелых металлов в воде

Согласно полученным данным (Таблица 1) концентрации растворенных ТМ в оз. Котокель в период исследования в порядке убывания можно расположить следующим образом: Fe > Mn > Zn > Ni > Cr > Cu > Pb > Cd. На Рис. 3 представлено пространственное распределение содержаний ТМ в озерной воде в различные сезоны. Можно отметить высокую неравномерность содержаний металлов по акватории. В подледный период наибольший разброс концентраций был характерен

Таблица 1. Результаты химического анализа воды оз. Котокель

Параметр[1]	Мин.	Макс.	Среднее	Медиана	Стандартное отклонение	Стандарт ВОЗ, 2017[2]	ПДК[3]	% образцов, превышающих ПДК
T	0,1	27,4	14	14,6	9,1	-[4]	-	-
Мутность	1,94	120	28,89	26,65	22,5	5	-	-
pH	5,9	10,8	7,9	7,3	1,5	6,5-8,5	6,5-8,5	59,5
Ec	53	85,8	66	66	7,4	≤ 1500	-	-
PK	3,0	16,4	10,4	10,6	2,4	≥5,0	≥4–6	1,2
NO_2^--N	0,001	0,006	0,002	0,002	0,001	-	0,02	0
NO_3^--N	0,04	0,73	0,20	0,11	0,19	50	9,1	0
NH_4^+-N	н.о.[5]	0,49	0,06	0,03	0,09	1,5	0,4	1,2
PO_4^{3-}-P	н.о.	0,03	0,007	0,004	0,006	-	0,2	0
Робщ	0,02	0,36	0,08	0,08	0,05	-	0,2	2,4
ООУ	2,9	11,3	7,3	6,8	2	-	-	-
Chl-a	1,6	587	71	34	89	-	-	-
Fe	20	224	81	68	44	300	100	26,2
Mn	0,2	177	10,0	2,0	22,1	100	10	21,4
Zn	н.о.	11,81	3,26	2,37	2,66	3000	10	2,4
Cu	н.о.	1,69	0,48	0,43	0,30	2000	1	4,8
Ni	н.о.	23,98	0,66	< 0,01	3,21	70	5	2,4
Cr	н.о.	14,15	0,53	0,31	1,53	50	50	0
Pb	н.о.	0,42	0,01	< 0,02	0,05	10	10	-
Cd	н.о.	0,16	0,01	< 0,005	0,03	3	6	0

Примечание: [1] T в °C, мутность - в NTU, Ec – в μS/cm, другие комоненты – в мг/л, Chl-a и металлы – в мкг/л; [2] (World…, 2017); [3] предельно допустимая концентрация для водных объектов рыбохозяйственного значения (Приказ…, 2016); [4] «–» не установлено; [5] н.о. – ниже предела обнаружения (предел обнаружения, мкг/л: Cr, Pb = 0,02; Ni = 0,01; Zn, Cd = 0,005).

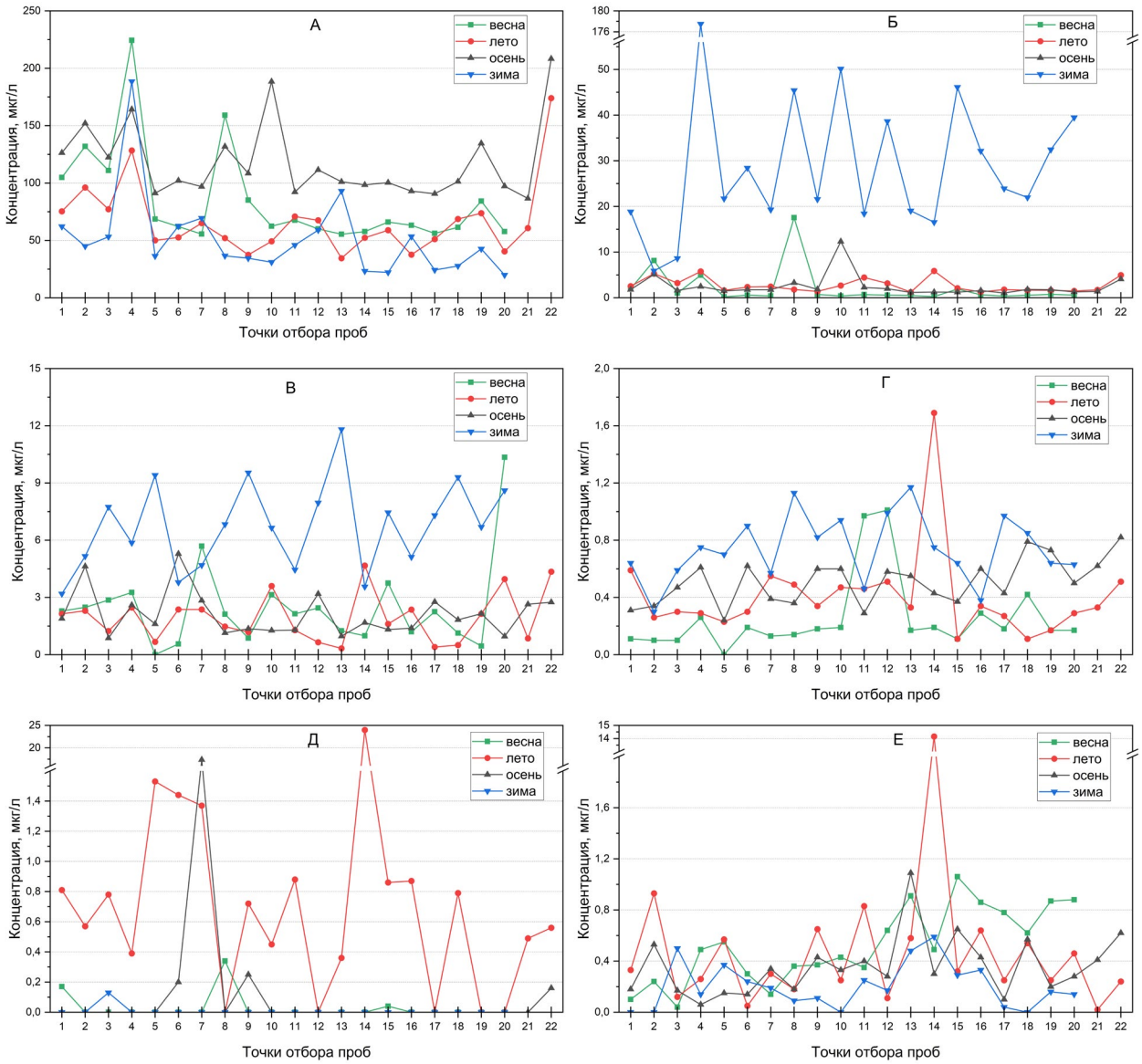


Рис.3. Пространственно-временная динамика содержания в воде оз. Котокель Fe (А), Mn (Б), Zn (В), Cu (Г), Ni (Д) and Cr (Е). Нумерация точек отбора приведена согласно рис. 1Б.

для марганца и цинка по всей акватории. В период открытой воды, несмотря на активное ветровое перемешивание, неоднородность содержаний ТМ сохранялась. Для южной части озера в течение всего года наблюдались повышенные концентрации железа (точки 1-4, 19, 22), зимой – марганца (точки 1, 4). Ранее отмечалось, что для этой части озера вследствие преобладания ветров северо-западного направления сильны наносные явления (Пронин и Убугунов, 2013), что приводит к скоплению здесь органического вещества и последующей мобилизации металлов в водную толщу. Можно отметить локальное резкое повышение содержаний меди, хрома и никеля в июле в точке 14, находящейся в районе максимальных глубин озера, что может быть связано с поступлением этих металлов с трещинно-жильными водами. Расположение предполагаемых разрывных нарушений северо-восточного простирания ранее было показано в работе (Ангахаева и др., 2021). Вблизи этих зон в период исследования чаще наблюдались колебания концентраций металлов различной степени выраженности, достигающие иногда 1-2 порядков. Свинец и кадмий были обнаружены в единичных образцах (в 3,5% и 8,1% образцов, соответственно) в прибрежных зонах вблизи населенных пунктов и баз отдыха в количествах значительно меньше норм ПДК. Превышение нормативов ПДК наблюдалось наиболее часто для Fe и Mn (в 26 и 21% образцов, соответственно), для Zn, Cu и Ni реже – в 2,4-4,8% проб. При этом максимальная кратность превышения норматива была для наибольшей для Mn – 17,7 раз, для остальных металлов ниже: Ni - 4,4, Fe – 2,2, Cu – 1,7, Zn – 1,2.

Анализ сезонной динамики содержания металлов в воде оз. Котокель представлен на Рис. 4. Выраженное повышение концентраций в подледный период характерно для марганца (в несколько раз), цинка и меди. Рост концентраций этих металлов зимой может быть связан с изменением физико-химических условий – снижением pH и содержания растворенного кислорода, что способствует их мобилизации из илистых отложений и подземных вод. Аналогичная динамика данных элементов ранее была отмечена для озер дельты р. Селенги (Чебыкин и др., 2012). В содержании растворенного

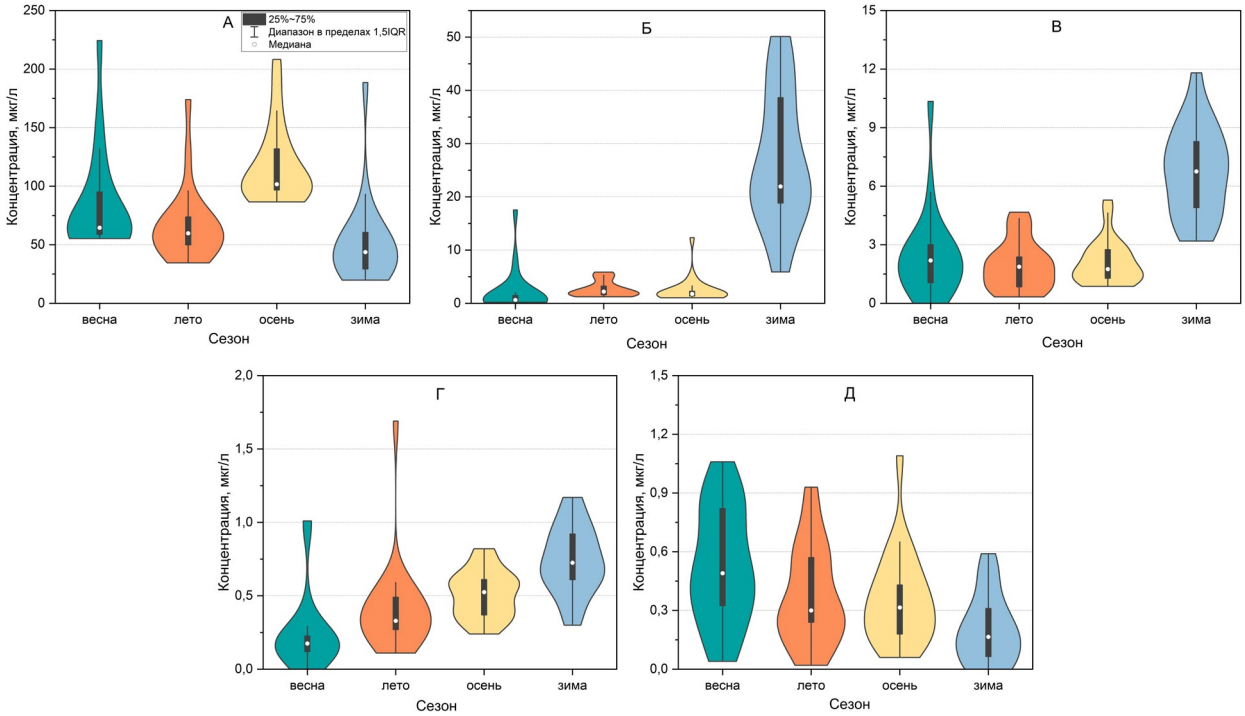


Рис.4. Сезонная динамика содержаний Fe (А), Mn (Б), Zn (В), Cu (Г) и Cr (Д) в воде оз. Котокель.

железа в течение года наблюдалось два максимума – весной и осенью, что вероятно, обусловлено его поступлением с органическим веществом верхних почвенных горизонтов с талыми или дождевыми водами. Для хрома было характерно максимальное содержание в озерной воде весной, затем оно снижалось и незначительно повышалось осенью. Никель обнаруживался в воде оз. Котокель преимущественно в летнее время, в остальные сезоны его содержание было чаще всего ниже предела обнаружения. Минимальные концентрации железа, хрома и никеля наблюдались в подледный период, что, вероятно, может быть связано с преимущественным их поступлением при выветривании горных пород и из поверхностных горизонтов почв водосбора.

По результатам корелляционного анализа данных состава воды были построены круговые диаграммы, отражающие статистически значимые связи ($p < 0,05$) между отдельными металлами и физико-химическими показателями и содержанием биогенов (Рис. 5). Из анализа были исключены свинец и кадмий, так как в большинстве проб их содер-

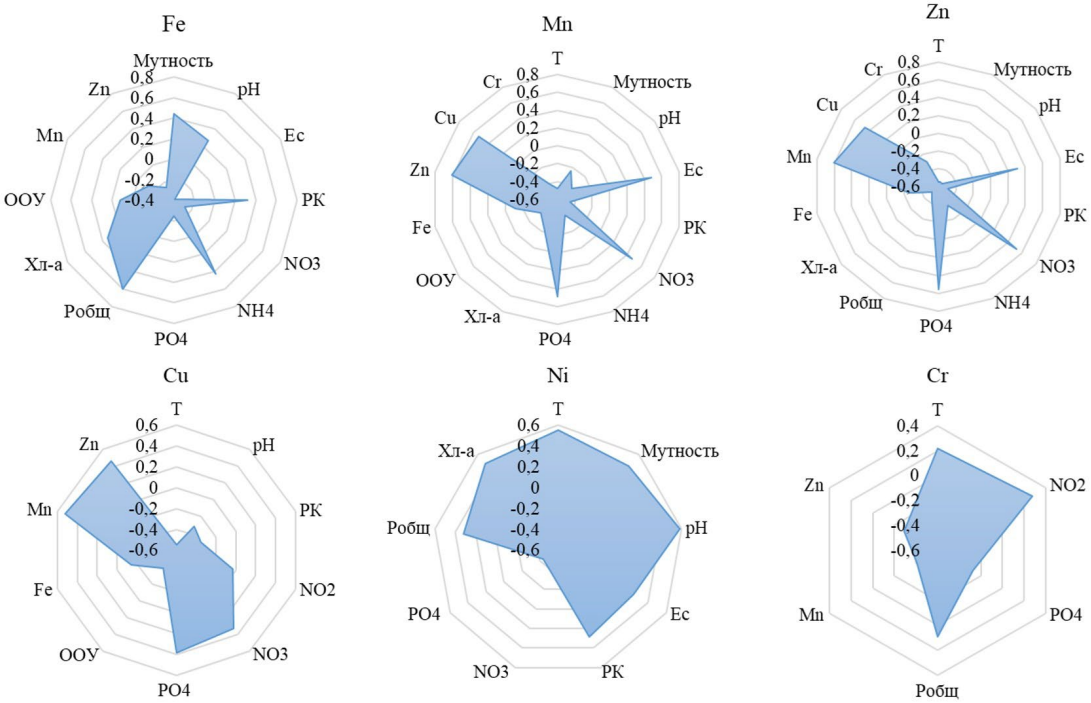


Рис.5. Лепестковая диаграмма значимых корреляционных связей (коэффициент корреляции Спирмена, $p > 0,05$) между концентрациями металлов в воде озера Котокель и физико-химическими показателями, содержанием биогенных веществ.

жание было ниже предела обнаружения. Умеренно положительную взаимосвязь отмечена в парах Mn-Zn (0,61), Mn-Cu (0,53) и Zn-Cu (0,46), умеренно отрицательная – в парах Mn-Cr (-0,41). Низкие коэффициенты корреляции косвенно могут свидетельствовать о разных источниках (естественные/антропогенные), а также путях поступления (смыв с прилегающих территорий, поступление с подземными водами, мобилизация из илистых отложений) исследуемых ТМ в воде оз. Котокель. При этом наблюдаются более высокие положительные корреляции некоторых металлов с физико-химическими параметрами и биогенными веществами. В частности - Fe с общим фосфором (0,60), мутностью (0,44) и аммонийным азотом (0,43), что может указывать на поступление данного металла с прилегающих территорий с органическим веществом в результате смыва талыми и дождевыми водами. Концентрации Mn, повышение которых отмечено в зимний период, закономерно демонстрировали отрицательную связь с pH (-0,40), температурой (-0,48) и DO (-0,46), и положительную с Ec (0,48) а также биогенами - нитратным азотом (0,47), фосфатным фосфором (0,49), высвобождение которых наблюдается при распаде органического вещества в подледный период. Схожим с Mn поведением характеризовался Zn, демонстрировавший аналогичные связи с показателями среды и нутриентами, при этом для Zn дополнительно отмечались отрицательные связи с TP (-0,42) и Chl-a (-0,50). Для Ni отмечена положительная связь с температурой (0,55), мутностью (0,46), pH (0,59) и Chl-a (0,49), что обусловлено наибольшими его содержаниями в воде в летнее время, когда значения этих показателей максимальны.

На Рис. 6 представлены графики на основе анализа методом главных компонент (МГК) по трем первым компонентам. МГК-анализ выявил три основные компоненты с собственными значениями больше 1, которые в совокупности объясняли 63,01 % общей дисперсии. Группировка образцов наблюдалась в первую очередь по сезонам, а не по месту отбора проб. Это свидетельствует о том, что на поступление и накопление растворенных форм ТМ в озерной воде, а также их потенциальную адсорбцию или десорбцию большое влияние оказывают сезонные изменения физико-химических условий и интенсивности развития биологических процессов. По ГК-1 (38,56 %) с наибольшей нагрузкой на физико-химические параметры воды (кроме Ec), $P_{общ}$ и Chl-a наблюдалось разделение проб на подледный (зимний) и период открытой воды (летний и осенний). При этом Ec, содержание Mn, Zn и Cu (наиболее высокие в зимних пробах) были отрицательно связаны с температурой, мутностью, pH и содержанием $P_{общ}$, Chl-a и Fe (которые повышаются в период открытой воды). По второй компоненте ГК-2 (15,50 %) выделялся кластер проб весеннего периода с большим содержанием ООУ, $N\text{-}NH_4$ и Cr с Ni. Третья компонента ГК-3 (8,56 %) с наибольшей нагрузкой на Fe и $P_{общ}$ разделила летние и осенние образцы.

3.3. Оценка уровня загрязнения и экологического риска

Уровень загрязнения воды металлами в озере Котокель и воздействие на водную флору и фауну оценивались с использованием показателей Heavy metal evaluation index (HEI), Nemerow pollution index (NPI) и Ecological risk assessment (ERI).

Значения HEI варьировали от 0,71 до 20,97 при среднем значении 2,54 (Таблица 2). Пробы воды с практически всех точек отбора относились к классу «низкое загрязнение». Исключением была одна проба, отобранная в подледный период вблизи турбазы «Гэсэр» (точка отбора 4), которая была отнесена к классу «среднее загрязнение», в основном за счет повышенного содержания Mn. В сезонном аспекте более высокие значения индекса HEI наблюдались в зимний период.

Значения NPI, в отличие от HEI, показали больше градаций уровня загрязнения. Это связано с тем, что NPI учитывает максимальные и средние значения отдельных металлов и может подчеркнуть роль серьезных загрязнителей (Li et al., 2022). В весенний и летний период вода в озере в основном соответствовала категориям «незагрязненная» в акватории и «слабозагрязненная» в прибрежных точках. Осенью степень загрязнения варьировала от «слабозагрязненная» до «умеренно загрязненная» в основном за счет увеличения концентрации Fe. Максимальных значений NPI, как и HEI, достигал

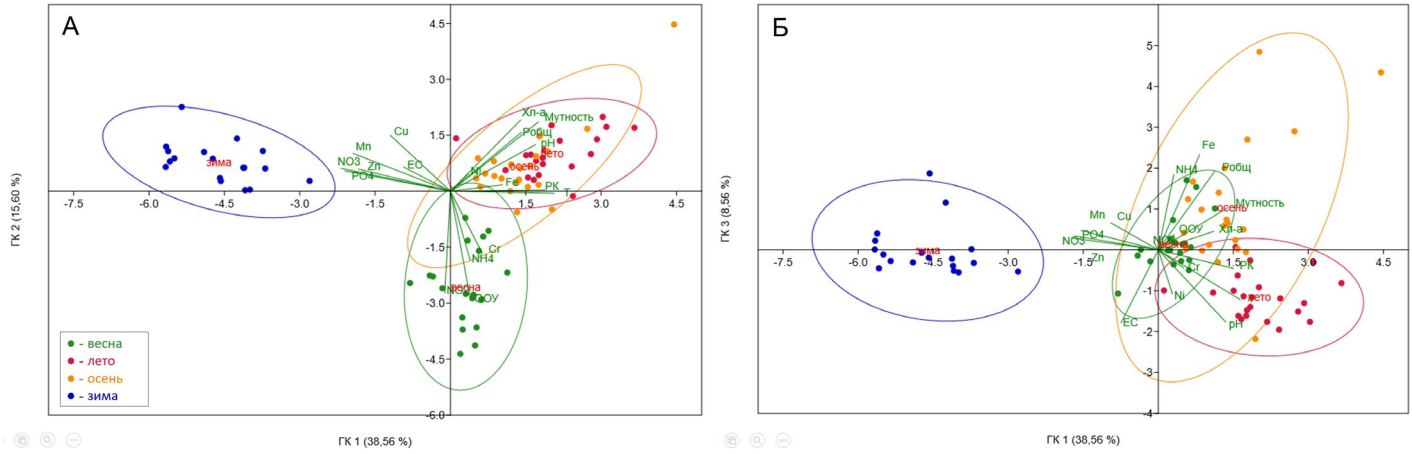


Рис.6. Биплоты МГК-анализа данных параметров качества и содержания тяжелых металлов в воде оз. Котокель. А – по ГК-1 и ГК-2, Б – по ГК-1 и ГК-3.

Таблица 2. Значения индексов загрязненности воды оз. Котокель (HEI и NPI) и экологического риска (ERI) в разные сезоны (минимальное (min), максимальное (max) и среднее ($\bar{x}$) значения).

Сезон	HEI			NPI			ERI		
	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$
Весна	0,71	3,77	1,58	0,40	1,61	0,66	0,00	3,43	0,62
Лето	0,91	8,26	1,89	0,26	3,47	0,63	0,05	0,89	0,17
Осень	1,47	5,30	2,32	0,63	2,50	0,94	0,09	0,32	0,19
Зима	1,86	20,97	4,55	0,45	12,69	1,94	0,11	1,97	0,39

в зимний период, и, согласно критериям ранжирования, вода в этот период преимущественно соответствовала категориям «умеренно загрязненная» и «сильно загрязненная». Необходимо отметить, что наибольший вклад в значение индекса NPI в период открытой воды вносило Fe, в подледный период резко повышалась роль Mn.

Значения ERI в большинстве случаев были ниже единицы, составляя в среднем 0,34, что соответствовало категории «отсутствие риска» практически во все сезоны года. Лишь 6 проб (5 весной и 1 зимой) соответствовали категории «low risk» за счет присутствия кадмия в воде вблизи населенных пунктов и баз отдыха, при этом значения ERI не превышали 3,43.

Результаты расчета индексов HEI, NPI и ERI по полученным данным свидетельствуют о том, что загрязненность исследованными ТМ воды оз. Котокель носит преимущественно природный характер. Однако наличие случаев повышения значений ERI указывает на необходимость постоянного контроля за локальными источниками загрязнения.

4. Заключение

Выполненное впервые детальное исследование содержания растворенных форм ТМ в оз. Котокель позволило выявить некоторые особенности их сезонной динамики и пространственного распределения. Отмечена высокая неоднородность содержаний металлов в акватории озера более выраженная в подледный период для марганца и цинка, и, не зависящая от сезона, для железа, меди, хрома и никеля. Разгрузка трещинно-жильных вод была вероятной причиной локальных повышений концентраций металлов, наблюдавшихся вблизи зон разломов и достигавших 1-2 порядков. В сезонном аспекте в подледный период были отмечены наибольшие содержания марганца, цинка и меди и наименьшие – железа, хрома и никеля. Это может быть связано с их различным геохимическим поведением и источниками поступления. Для первой группы вероятна мобилизация зимой из илистых отложений и подземных вод, для второй – поступление в период открытой воды с талыми и дождевыми водами, несущими в водоем продукты выветривания горных пород и органическое вещество почв с водосбора. Корреляционный и МГК анализ данных показали определяющее влияние сезонных изменений физико-химических условий и интенсивности развития биологических процессов на содержание ТМ. Невысокие коэффициенты корреляции косвенно могут свидетельствовать о разных источниках (естественные/антропогенные), а также путях поступления (смыв с прилегающих территорий, поступление с подземными водами, мобилизация из илистых отложений) исследуемых ТМ в воде оз. Котокель.

Впервые была проведена оценка текущего состояния степени загрязненности вод озера Котокель растворенными ТМ и связанного экологического риска. Рост загрязненности озерных вод возрастает от весны (категории «незагрязненная» в акватории и «слабо загрязненная» в прибрежных зонах) к осени (“умеренно загрязненная”) и зиме (“сильно загрязненная”). Наибольший вклад в значения индексов загрязнения в период открытой воды вносило железо, в подледный период резко повышалась роль марганца. Значения индекса экологического риска (ERI) в большинстве случаев указывали на отсутствие риска для гидробионтов во все сезоны года. Результаты оценки степени загрязненности и экологического риска свидетельствуют о том, что загрязненность исследованными ТМ воды оз. Котокель носит преимущественно природный характер. Однако наличие единичных случаев повышения значений ERI от категории «риск отсутствует» до «низкий риск» указывает на необходимость постоянного контроля за локальными источниками загрязнения.

Собранный материал поможет улучшить понимание процессов поступления и накопления металлов с учетом природных и антропогенных факторов в условиях климатических изменений в озерных экосистемах, а также будет полезным для управления качеством воды в аналогичных гидрологических системах и при разработке соответствующих мер по смягчению распространения металлов в озеро Байкал.

Благодарности

Исследование выполнено за счет средств гранта Российского научного Фонда 24-17-00333, https://rscf.ru/project/24-17-00333/

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Ангахаева Н.А., Плюснин А.М., Украинцев А.В. и др. 2021. Гидрогеохимические особенности озера Котокель. Науки о Земле и недропользование 44(2): 106–115. DOI: 10.21285/2686-9993-2021-44-2-106-115

Батиметрия естественных озер России. [Электронный ресурс]. URL.: URL: http://lakemaps.org/ru/atlas_maps.asp?name=Buryatia&geotype=rp&local=Республика%20Бурятия (дата обращения 02.11.2024).

Воробьева И.Б., Белозерцева И.А., Власова Н.В. и др. 2018. Современное состояние водотоков в устьевых областях восточного побережья озера Байкал. Успехи современного естествознания 1: 86–92. DOI: 10.17513/use.36656

Воробьевская Е.Л., Седова Н.Б., Чевель К.А. и др. 2021. Биогенные элементы и качество воды оз. Котокель и некоторых соседних водоемов. Сборник Ecological Studies, Hazards, Solutions. Том 27: 54–62.

ГОСТ 17.1.4.02-90. 1999. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. Межгосударственный стандарт. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200009756

ГОСТ 17.1.3.07-82. 1982. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. Межгосударственный стандарт. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200012472

ГОСТ 57162-2016. 2016. Вода. Определение содержания элементов методом атомно-абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией. Национальный стандарт Российской Федерации. URL: https://docs.cntd.ru/document/1200140389

Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране». 2022. Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации: Москва, Россия. URL: https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/o_sostoyanii_ozera_baykal_i_merakh_po_ego_okhrane

Зенгина Т.Ю., Бедринова Д.С. 2015. Изучение качества поверхностных вод в рекреационной зоне озера Котокель (Республика Бурятия). Вестник Белорусского государственного университета. Серия 2: Химия. Биология. География 2: 63–69.

Перязева Е.Г., Плюснин А.М., Гармаева С.З. и др. 2016. Особенности формирования химического состава вод озёр восточного побережья озера Байкал. География и природные ресурсы 5: 49–59. DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2016-5(49-59)

Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 N 552 (ред. от 12.10.2018). 2016. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. URL: https://docs.cntd.ru/document/420389120

Пронин Н.М., Убугунов Л.Л. 2013. Озеро Котокельское: природные условия, биота, экология. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Часть I. 2009. Ростов-на-Дону: Наука-Образование-Культура.

Чебыкин Е.П., Сороковикова Л.М., Томберг И.В. и др. 2012. Современное состояние вод р. Селенги на территории России по главным компонентам и следовым элементам. Химия в интересах устойчивого развития 20(5): 613–631.

Шагжиев К.Ш., Бабиков В.А., Жигмитова С.Б. и др. 2017. Восточное побережье оз. Байкал как зона притяжения туристов из стран внутренней Азии. Природа Внутренней Азии 1(2): 54–76. DOI: 10.18101/2542-0623-2017-1-54-76

Argun Y.A. 2025. Examination of heavy metal concentrations and their interaction with anthropogenic sources in Ermenek Dam Lake (Turquoise Lake). Environmental Geochemistry and Health 47: 58. DOI: 10.1007/s10653-025-02367-2

Bazarsadueva S.V., Taraskin V.V., Budaeva O.D. et al. 2023. First Data on PAE levels in Surface Water in Lakes of the Eastern Coast of Baikal. International Journal of Environmental Research and Public Health 20(2): 1173. DOI: 10.3390/ijerph20021173

Bazarzhapov T.Z., Shiretorova V.G., Radnaeva L.D. et al. 2023. Distribution of heavy metals in water and bottom sediments in the basin of lake Gusinoe (Russia): Ecological risk assessment. Water 15(19): 3385. DOI: 10.3390/w15193385

Bhateria R., Jain D. 2016. Water Quality Assessment of Lake Water: a Review. Sustainable Water Resources Management 2: 161–173. DOI: 10.1007/s40899-015-0014-7

Botle A., Salgaonkar S., Tiwari R. et al. 2023. Brief status of contamination in surface water of rivers of India by heavy metals: a review with pollution indices and health risk assessment. Environmental Geochemistry and Health 45(6): 2779–2801. DOI: 10.10017/s10653-022-01463-x

Brown K.P., Gerber A., Bedulina D. et al. 2021. Human impact and ecosystemic health at Lake Baikal. WIREs Water 8(4): e1528. DOI: 10.1002/wat2.1528

Das S. 2024. Assessment of the ecotoxicity of heavy metal contaminants on aquatic organisms: A reviewon the impact of Lead, Chromium, Cadmium, Zinc and Mercury. African Journal of Biological Sciences 6(5): 8871–8883. DOI: 10.48047/AFJBS.6.5.2024.8871-8883

Dippong T., Senila M., Cadar O. et al. 2024. Assessment of the heavy metal pollution degree and potential health risk implications in lakes and fish from northern Romania. Journal of Environmental Chemical Engineering 12(2): 112217. DOI: 10.1016/j.jece.2024.112217

Edet A.E., Offiong O.E. 2002. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). GeoJournal 57(4): 295–304. DOI: 10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de

Fluet-Chouinard E., Messager M.L., Lehner B. et al. 2017. Freshwater Lakes and Reservoirs. In: Finlayson C., Milton G., Prentice R. et al. (Eds.), The Wetland Book II: Distribution, description, and conservation. Springer, pp. 125–142. DOI: 10.1007/978-94-007-6173-5_201-2

Hedayatzadeh F., Ildoromi A., Hassanzadeh N. et al. 2024. Comprehensive monitoring of contamination and ecological-health risk assessment of potentially harmful elements in surface water of Maroon–Jarahi sub-basin of the Persian Gulf, Iran. Environmental Geochemistry and Health 46(10): 411. DOI: 10.1007/s10653-024-02181-2

Jolaosho T.L., Elegbede I.O., Ndimele P.E. et al. 2024. Occurrence, distribution, source apportionment, ecological and health risk assessment of heavy metals in water, sediment, fish and prawn from Ojo River in Lagos, Nigeria. Environmental Monitoring and Assessment 196(2): 109. DOI: 10.1007/s10661-023-12148-y

Kumar S.B, Padhi R.K, Mohanty A.K. et al. 2020. Distribution and ecological- and health-risk assessment of heavy metals in the seawater of the southeast coast of India. Marine Pollution Bulletin 161(Pt A):111712. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111712

Li L., Wu J., Lu J. et al. 2022. Water quality evaluation and ecological-health risk assessment on trace elements in surface water of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. Ecotoxicology and Environmental Safety 241: 113775. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.113775

Liu X., Chen S., Yan X. et al. 2021. Evaluation of potential ecological risks in potential toxic elements contam-

inated agricultural soils: Correlations between soil contamination and polymetallic mining activity. Journal of Environmental Management 300: 113679. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113679

Naz S., Mansouri B., Chatha A.M. et al. 2022. Water quality and health risk assessment of trace elements in surface water at Punjnad Headworks, Punjab, Pakistan. Environmental Science and Pollution Research 29(40): 61457–61469. DOI: 10.1007/s11356-022-20210-4

Ozdemir K., Ciner M.N., Ozcan H.K. et al. 2024. Evaluation of Water and Sediment Quality in Lake Mogan, Türkiye. Water 16(11): 1546. DOI: 10.3390/w16111546

Pellinen V., Cherkashina T., Gustaytis M. 2021. Assessment of metal pollution and subsequent ecological risk in the coastal zone of the Olkhon Island, Lake Baikal, Russia. Science of The Total Environment 786: 147441. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147441

Prasad S., Wei Y., Chaminda T. et al. 2024. Spatiotemporal Assessment of Water Pollution for Beira Lake, Sri Lanka. Water 16(11): 1616. DOI: 10.3390/w16111616

Radnaeva L.D., Bazarzhapov T.Z., Shiretorova V.G. et al. 2022. Ecological State of Lake Gusinoe–A Cooling Pond of the Gusinoozersk GRES. Water 14(1): 4. DOI: 10.3390/w14010004

Salehi M. 2022. Global water shortage and potable water safety; Today's concern and tomorrow's crisis. Environmental International 158: 106936. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106936

Şener E., Şener Ş., Bulut C. 2023. Assessment of heavy metal pollution and quality in lake water and sediment by various index methods and GIS: A case study in Beyşehir Lake, Turkey. Marine Pollution Bulletin 192(1–2): 115101. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115101

Shetaia S.A., Nasr R.A., Lasheen E.S.R. et al. 2023. Assessment of heavy metals contamination of sediments and surface waters of Bitter lake, Suez Canal, Egypt: Ecological risks and human health. Marine Pollution Bulletin 192: 115096. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115096

Shiretorova V.G., Nikitina E.P., Bazarsadueva S.V. et al. 2025. Current State of Lake Kotokel (Eastern Cisbaikalia, Russia): Hydrochemical Characteristics, Water Quality, and Trophic Status. Water 17(4): 545. DOI: 10.3390/w17040545

Tanjung R.H.R., Indrayani E., Agamawan L.P.I. et al. 2024. Water quality assessment to determine the trophic state and suitability of Lake Sentani (Indonesia) for various utilisation purposes. Water Cycle 5: 99–108. DOI: 10.1016/j.watcyc.2024.02.006

Wang C., Wang K., Zhou W. et al. 2023. Occurrence, Risk, and Source of Heavy Metals in Lake Water Columns and Sediment Cores in Jianghan Plain, Central China. International Journal of Environmental Research and Public Health 20(4): 3676. DOI: 10.3390/ijerph20043676

World Health Organization (WHO). 2017. Guidelines for Drinking Water Quality 4th edition, incorporating the 1st addendum; WHO: Geneva, Switzerland.

Yakovlev E., Druzhinin S., Druzhinina A. et al. 2023. Trace metals in surface water of the Pechora River and its tributaries: Content, water quality and risks assessment (Arctic Ocean basin). Marine Pollution Bulletin 194(Pt B): 115317. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115317

Zamora-Ledezma C., Negrete-Bolagay D., Figueroa F. et al. 2021. Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. Environmental Technology & Innovation 22: 101504. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101504

Zhang Z., Lou S., Liu S. et al. 2024. Potential risk assessment and occurrence characteristic of heavy metals based on artificial neural network model along the Yangtze River Estuary, China. Environmental Science and Pollution Research 31(22): 32091–32110. DOI: 10.1007/s11356-024-33400-z

Zhou Q., Yang N., Li Y. et al. 2020. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. Global Ecology and Conservation 22: e00925. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e00925

Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

The effect of microplastics and co-occurring toxicants on survival and life-history traits of the cladoceran *Moina macrocopa*

Zadereev E.S.[1,2]*, Lopatina T.S.[1], Yaskelyainen D.D.[2], Lyubimtseva S.A.[2]

[1] *Institute of Biophysics, Krasnoyarsk Scientific Center, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Akademgorodok 50/50, Krasnoyarsk, 660036, Russia*
[2] *Siberian Federal University, Svobodny Ave. 79, Krasnoyarsk, 660041, Russia*

ABSTRACT. This study investigated the effects of microplastics (MPs) of various polymer types—polystyrene, polyvinyl chloride, polyethylene, and polypropylene — with a size range of 2–80 μm on the freshwater cladoceran *Moina macrocopa*. We conducted acute and chronic toxicity tests, and further examined the ability of MPs to modulate the toxicity of copper, an insecticide (a suspension of thiamethoxam and lambda-cyhalothrin), and diesel fuel. Our results demonstrated that only polystyrene-based MPs induced significant adverse effects, reducing survival (48h LC_{50} ~73,000 particles/mL) and impairing reproductive performance (chronic effect concentration 10,000 particles/mL). While all MP types were actively ingested by the animals, the effects of polyvinyl chloride, polyethylene, and polypropylene were statistically insignificant. A key finding was the complex and unpredictable nature of MP-toxicant interactions. The combined effect was critically dependent on the specific pollutant, MP polymer type, and the duration of their contact prior to exposure. We observed both antagonistic effects, such as the mitigation of copper toxicity following MP conditioning, and highly variable responses for the other pollutants. The effect concentrations observed in this study are orders of magnitude higher than typical environmental MP levels. This discrepancy underscores the significant uncertainty in extrapolating laboratory results to natural ecosystems and highlights the context-dependent nature of MP impacts. Consequently, realistic ecological risk assessment necessitates further research employing environmentally relevant concentrations and complex mixtures of stressors.

Keywords: microplastics, zooplankton, ecotoxicology, combined pollution, life-history traits

For citation: Zadereev E.S., Lopatina T.S., Yaskelyainen D.D., Lyubimtseva S.A. The effect of microplastics and co-occurring toxicants on survival and life-history traits of the cladoceran *Moina macrocopa* // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1083-1101. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1083

1. Introduction

The entries of microplastics (MPs) into freshwater ecosystems presents potential risks to the sustainability of aquatic food webs. Zooplankton, which serve as a critical link between primary producers and higher-level consumers, are particularly vulnerable to MP contamination. Disruptions to their physiology and population dynamics can induce cascading effects throughout entire ecosystems.

Numerous studies have demonstrated that zooplankton actively ingest MPs, mistaking them for natural food sources such as phytoplankton, due to similarities in size and shape. Seminal experimental work by Cole et al. (2013) revealed that marine copepods (*Centropages typicus*) ingest 20 μm polystyrene microspheres. These ingested particles were not digested but were excreted in fecal pellets, which themselves became saturated with MPs, altering their density and sedimentation rate. The study also reported reduced feeding rates in MP-exposed individuals, likely resulting from gut blockage and a false sense of satiety.

These findings were corroborated and expanded in a review by Botterell et al. (2019), which synthesized evidence from both laboratory and field studies across various zooplankton taxa. The authors emphasize that MPs can not only cause mechanical obstruction of the digestive tract but also reduce the dietary energy value by displacing nutritious food with non-digestible synthetic particles. Filter-feeding zooplankton, such as copepods and cladocerans, were identified as especially sensitive to these impacts.

*Corresponding author.
E-mail address: egor@ibp.ru (E.S. Zadereev)

Received: July 27, 2025; ***Accepted:*** July 29, 2025;
Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Furthermore, the formation of biofilms on MP surfaces can enhance their palatability. Amariei et al. (2022) demonstrated that *Daphnia magna* consumed biofilm-coated MPs more readily than pristine particles. This increased ingestion rate may amplify both the toxicological and mechanical impacts of MPs, while also facilitating the uptake of secondary pollutants—such as heavy metals and organic compounds—sorbed onto the MP surfaces (Malinowski et al., 2023). Thus, MPs are understood to affect zooplankton through a combination of physical impairment, nutritional deficiency, and toxico-chemical mechanisms.

Despite a growing body of literature documenting MP occurrence and concentrations in aquatic environments, several research gaps remain (Yu et al., 2020). These include: (1) the interaction of MPs with co-occurring chemical pollutants and their combined effects on biological endpoints such as feeding and reproduction; (2) the influence of MP characteristics (e.g., polymer type, size, and shape) on toxicity, with most studies to date focusing primarily on spherical particles; and (3) the relative lack of studies on freshwater zooplankton compared to marine species.

To address these gaps, this study investigates the effects of naturally shaped microplastics—both alone and in combination with pollutants—on the cladoceran *Moina macrocopa*. We conducted acute and chronic toxicity tests to determine lethal (LC_{50}) and effect concentrations for survival, lifespan, growth, and fecundity, thereby contributing to a more comprehensive ecological risk assessment of MPs in freshwater systems.

2. Materials and Methods

We investigated the effects of naturally shaped and sized MPs, both alone and in combination with various toxicants, on the life-history traits of the cladoceran *M.macrocopa* in acute and chronic laboratory experiments. A laboratory culture of *M. macrocopa*, maintained at the Institute of Biophysics SB RAS (Krasnoyarsk) for over 15 years, was used for all experiments. The organisms were cultured in a climate-controlled chamber at 25 ± 1°C under a 16:8 hour light:dark photoperiod, conditions optimal for growth and reproduction (Zadereev and Gubanov, 1996). The culture medium consisted of dechlorinated tap water (settled for at least 72 hours). The cladocerans were fed a non-axenic culture of the green alga *Chlorella vulgaris*, grown using a batch method under constant illumination and aeration in 500 mL flasks containing Tamiya medium. Prior to use as feed, algal cells were concentrated by centrifugation at 1200 g. Algal cell concentration was determined using a previously established linear regression correlating direct microscopic counts with chlorophyll "*a*" fluorescence (measured at 470/665 nm) using a SpectraMax® M series microplate reader (Molecular Devices, USA). The algal concentration was adjusted to experimental levels by diluting the stock suspension.

MPs of diverse shapes and sizes were generated from common household plastic items: polyethylene (PE) tubing (industrial equipment), polystyrene (PS) foam substrate (food packaging), polyvinyl chloride (PVC) panels (construction and advertising), and polypropylene (PP) disposable cups. These materials were ground using an industrial mill with a series of sieves (250–800 μm). Following grinding and sieving, 5–10 g of MP particles were added to 100 mL of water and stirred intensively with a magnetic stirrer for at least one week. The resulting suspension was then filtered through an 80 μm mesh. The concentration and size distribution of MPs in the filtrate were analyzed using a FlowCam imaging flow cytometer (FluidImaging, USA) by passing 1 mL of sample through a 100 μm flow cell (Fig. 1). The grinding efficiency varied by polymer type, resulting in distinct particle size distributions. PS yielded the smallest particles, with over 70% in the 2–4 μm range and only 3.5% larger than 10 μm. In contrast, PP produced the largest particles, with 36% in the 2–4 μm range and nearly 6% exceeding 10 μm. Test concentrations were prepared by diluting the MP stock solution with settled tap water.

The toxicants used in this study were: copper(II) chloride dihydrate ($CuCl_2{\cdot}2H_2O$), the commercial insecticide "Kungfu Super" (a suspension containing 141 g/L thiamethoxam and 106 g/L lambda-cyhalothrin; OOO ZPF Agrorus-Ryazan, Russia), and diesel fuel (DT-L, Rosneft, Russia). A stock solution of copper was prepared at 1 g/L and serially diluted with settled tap water to achieve the desired test concentrations. For the insecticide, test solutions were based on the lambda-cyhalothrin concentration; a 1 mg/L stock solution was prepared and subsequently diluted. Water-dissolved fractions (WDF) of diesel fuel were prepared according to Müller et al. (2019). Briefly, one part diesel was mixed with nine parts water (v/v) and stirred with a magnetic stirrer for 24 hours at a constant temperature, ensuring the vortex did not exceed 25% of the liquid column height. After a 2-hour settling period, the aqueous phase was collected from the mid-depth of the vessel and diluted with settled tap water to create the test solutions.

2.1. Acute toxicity tests

Acute toxicity tests were conducted on one-day-old female *M. macrocopa* (body length 0.5–0.6 mm), hatched under conditions conducive to parthenogenesis. Test individuals were from the second generation of mothers that had been reared individually in 20 mL of medium at a food concentration of 200,000 cells/mL, with daily renewal of the medium (Lopatina et al., 2020).

Acute tests were conducted for the following exposure scenarios: A) MPs alone: A concentration range of each MP type (1, 10, 100, 1,000, 10,000, and 100,000 particles/mL). (4 MPs × 6 concentrations = 24 test solutions); B) Toxicants alone: A concentration range of each toxicant (Cu, insecticide, diesel WDF). (3 toxicants × 6 concentrations = 18 test solutions); C) MPs + toxicants (fresh mixture): solutions containing MPs (10,000 particles/mL) with one of the toxicants added at its predetermined LC_{50} concentration. (4 MPs × 3 toxicants = 12 test solutions); D) MPs + toxicants (conditioned): solutions identical to (C) that were constantly stirred for one week prior to the acute test to allow for interaction. (4 MPs × 3 toxicants = 12 test solutions).

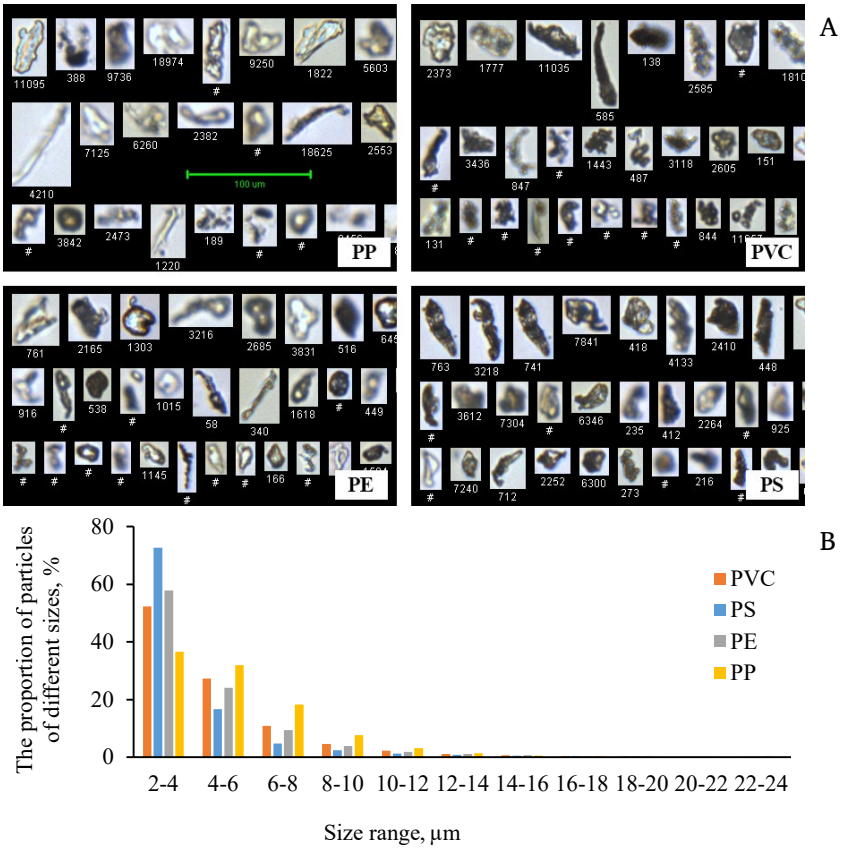


Fig.1. (A) Representative images of MP particles derived from polyvinyl chloride (PVC), polystyrene (PS), polyethylene (PE), and polypropylene (PP). (B) Size distribution of MP particles used in the acute and chronic toxicity tests.

For each test, twenty one-day-old females were individually exposed to 20 mL of the test solution without food. A control of tap water without food, MPs, or toxicants was included for each test series. Mortality was recorded at 24 and 48 hours. The median lethal concentration (LC50) for each treatment was determined using the 'drc' package in R (Ritz and Streibig, 2005).

2.2. Chronic toxicity tests

Chronic toxicity tests were initiated with one-day-old neonates (body length 0.5–0.6 mm) hatched under optimal conditions. Individuals were placed separately in cups containing 20 mL of medium with *C. vulgaris* at a concentration of 200,000 cells/mL (Lopatina et al., 2020). For each MP type, three concentrations (100, 1,000, and 10,000 particles/mL) and a control were tested, with 20 replicates per treatment. The test medium was renewed daily. The experiment continued until the death of all individuals. For each female, the following parameters were recorded: time of death, number of clutches, and number of offspring per clutch. From these data, the average lifespan and fecundity (total offspring per female, number of clutches per female) were calculated for each concentration.

An additional experiment was conducted to visually confirm MP ingestion. Fifty juvenile *M. macrocopa* females were placed in 1 L of medium containing a food concentration of 200,000 cells/mL and one of the MP types at 10,000 particles/mL; a control without MPs was also included. The medium was changed daily, and any neonates were removed. On days 2, 5, 7, 9, and 11, three individuals were sampled from each vessel. Their gastrointestinal tracts and excreted fecal pellets were examined under a microscope at 10× magnification. To observe gut clearance, females were gently stimulated with a dissection needle to promote excretion.

2.3. Statistical analysis

The LC_{50} values and their 95% confidence intervals in the acute tests were determined by probit analysis using the 'drc' package in R (Ritz and Streibig, 2005). The proportions of surviving animals across different treatments were compared using a test for differences in proportions. For the life-table experiment, the effect of MP concentration on each life-history parameter (e.g., lifespan, fecundity) was analyzed using a one-way analysis of variance (ANOVA). The influence of animals age on the presence or absence of MPs in the gut or fecal pellets (a binary variable: 0 = absent, 1 = present) was assessed using a factorial ANOVA for a binomially distributed variable. All statistical analyses were performed using STATISTICA 8.0.

3. Results and Discussion

3.1. Acute toxicity tests

Acute exposure tests revealed no significant effect of MPs—with the exception of polystyrene (PS)—on the survival of juvenile *M. macrocopa* females (Fig. 2). For PS, the 48-hour LC50 was 73,000 ± 100,630 particles/mL.

The LC_{50} values obtained for the individual toxicants (Fig. 3) were consistent with existing literature. The acute toxicity values were: copper (0.0139 ± 0.0004 mg/L), soluble fractions of diesel fuel (33.2 ± 0.8%), and the insecticide (0.49 ± 0.09 μg/L). The LC_{50} for lambda-cyhalothrin (1.04 μg/L for *D. magna*; Mokry and Hoagland, 1990) is substantially lower than that reported for thiamethoxam (>100 mg/L for *D. magna*; Finnegan et al., 2017). Given that the commercial formulation that we used contained both active ingredients, the observed toxicity likely reflects the potency of lambda-cyhalothrin. The LC_{50} for diesel fuel water-dissolved fraction (WDF) was similar to the value of 40% reported for *D. magna* (Müller et al., 2019), and the LC_{50} for copper aligned with prior results for *M. macrocopa* (0.0094 mg/L; Oskina et al., 2019).

The combined effects of toxicants (at their LC_{50}) and MPs (at 10,000 particles/mL) are shown in Fig. 4. The addition of PVC, PE, or PP MPs did not significantly alter copper toxicity. However, survival in the presence of both PS and copper was significantly lower than with copper alone. For diesel WDF and the insecticide, no statistically significant ($p > 0.05$) modulation of toxicity—either increase or decrease—was observed for any MP type in freshly mixed solutions.

Notably, pre-conditioning the MP + toxicant mixtures for one week under constant stirring markedly altered their interactive effects. This conditioning virtually eliminated copper toxicity for all MP types, with survival rates matching the control. The effect on diesel WDF toxicity was polymer-dependent: toxicity remained high with PVC and PS but was significantly reduced with PE and PP (survival increased from ~15% to ~85–95%). For the insecticide, a general trend of reduced toxicity was observed across all MPs, becoming statistically significant for PS and PE, where survival after 48 hours was no different from the control.

A summary of these combined effects is provided in Table 1. A key finding is that the effect of MPs on pollutant toxicity is not universal but is critically dependent on: (1) the chemical nature of the toxicant (e.g., heavy metal, petroleum product, insecticide); (2) the polymer type (PVC, PS, PE, PP each elicited distinct responses); and (3) the interaction time between MP and toxicant, where sorption processes appear to radically alter the resulting bioavailability and effect.

3.2. Chronic toxicity tests

In chronic exposures, only PS at 10,000 particles/mL significantly reduced the lifespan and fecundity (number of clutches and total offspring) of *M. macrocopa* (Fig. 5). The other MPs tested had no significant effect. Importantly, the ingestion assay confirmed that animals actively consumed all MP types (Fig. 6). While MPs were rarely observed in the digestive tracts of two-day-old juveniles, the frequency of MP presence in the gut and fecal pellets increased markedly in older individuals (4-5 days old and beyond; Fig. 7).

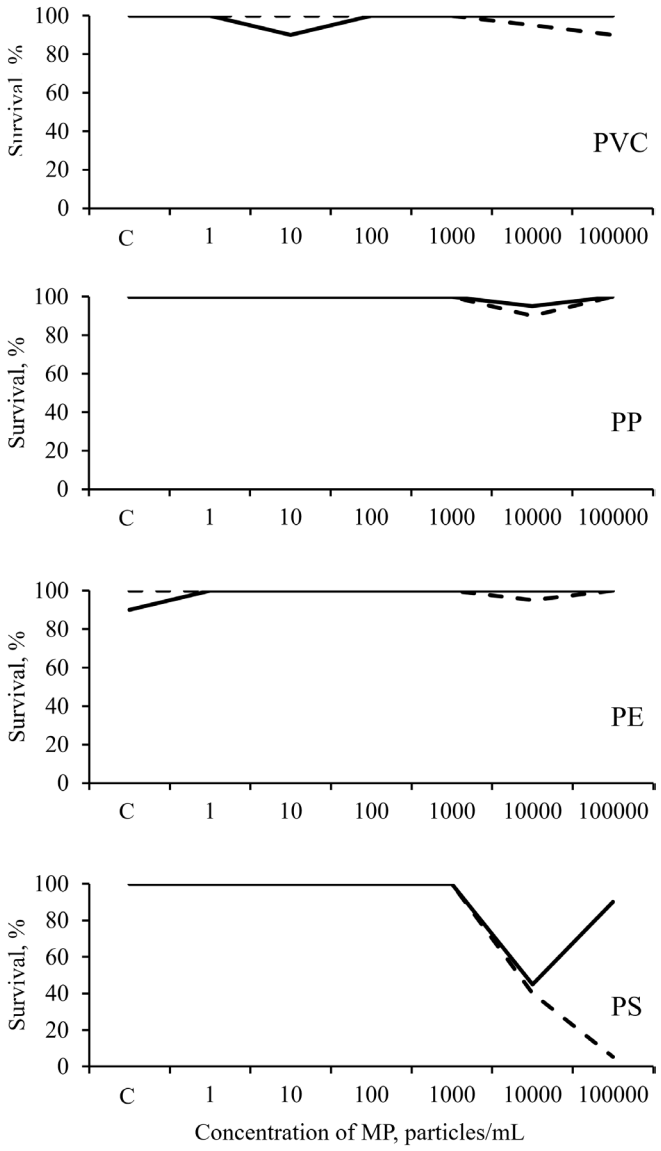


Fig.2. Survival of *M. macrocopa* females exposed to four types of MP over 24-hour (solid line) and 48-hour (dashed line) acute tests. C – control.

Table 1. Characterization of the combined effects of toxicants and microplastics (MPs) on the survival of *M. macrocopa* females in acute tests.

Toxicant	MP Effect (Fresh Mixture)	Effect after 1 Week of Aging
Copper (Cu)	PS: synergism; PVC/PE/PP: neutral/weak antagonism	Detoxification; copper toxicity eliminated for all MPs.
Diesel Fuel (D)	Neutral for all MPs (toxicity remains high).	PE/PP: strong antagonism (detoxification); PVC/PS: neutral.
Insecticide (Ins)	Neutral for all MPs.	Antagonism for all MPs (toxicity reduced to control level); most effective with PS.

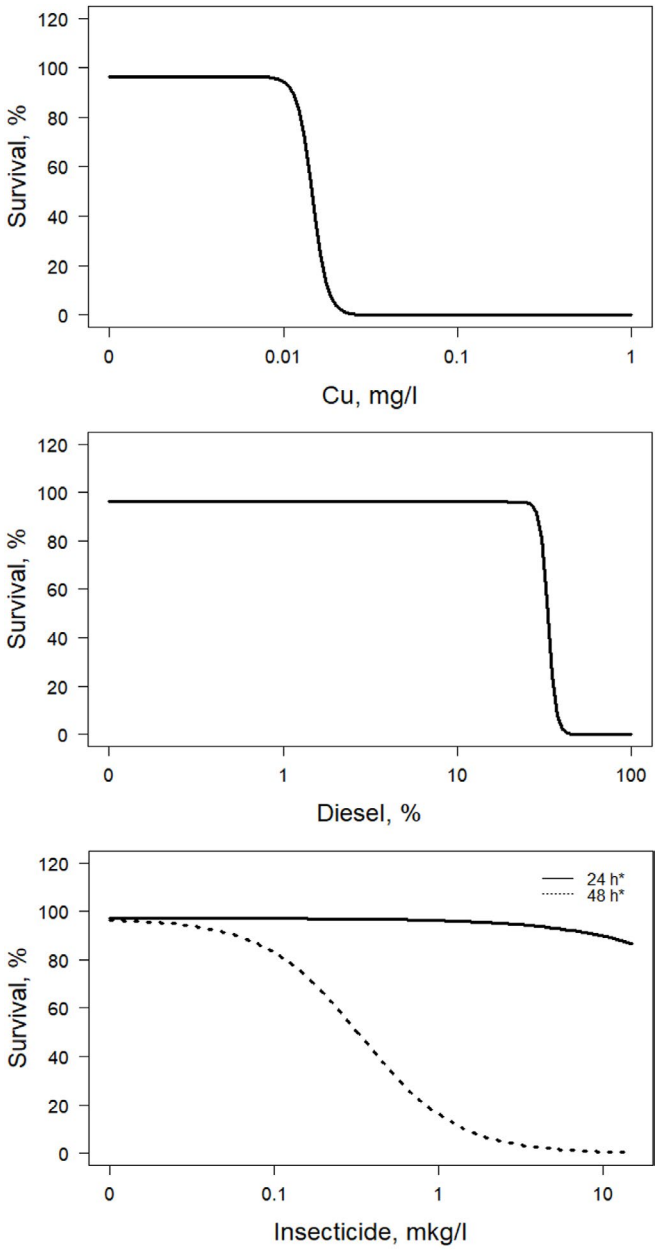


Fig.3. Survival of *M. macrocopa* females exposed to copper, the dissolved fraction of diesel fuel, and the insecticide Kung Fu Super in 24-hour and 48-hour acute tests.

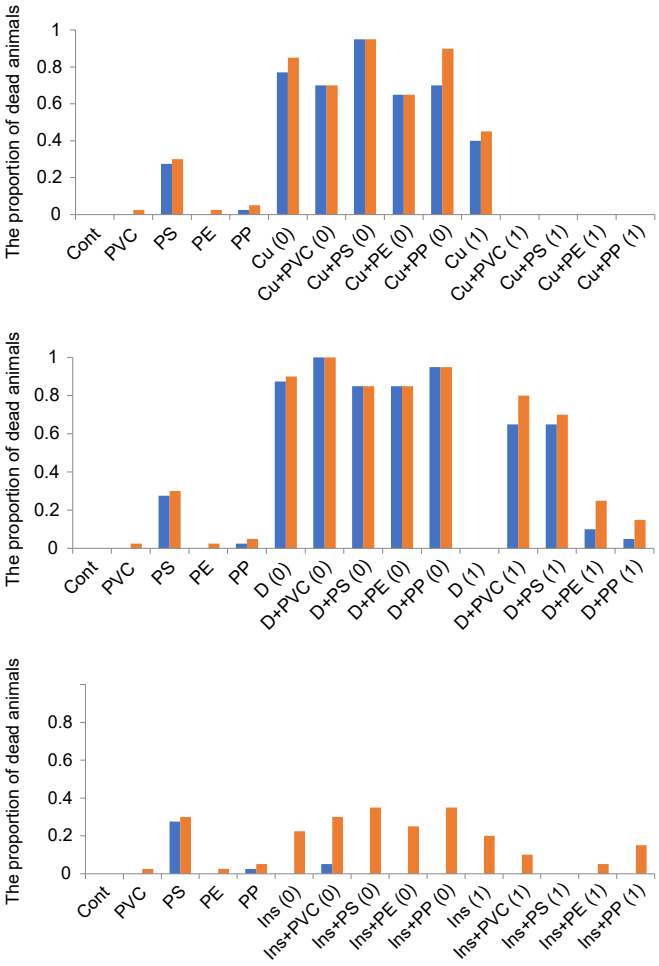


Fig.4. Survival of *M. macrocopa* females after 24-hour (blue) and 48-hour (orange) exposure to combinations of MPs (10,000 particles/mL) and toxicants at their 48-hour LC_{50} values (see Fig. 3). Toxicants: Cu (copper), D (diesel fuel), Ins (insecticide). Test medium: Cont - control, + - toxicant + MP, 0 - mixed immediately; 1 - aged for one week before experiment. See Table 2 for statistical differences between treatments.

Thus, PS-based MPs were uniquely detrimental, affecting both survival in acute tests and key life-history traits in chronic exposures. The MPs used in this study differed in their size distributions (Fig. 1); PS particles were the smallest, with over 70% of particles in the 2-4 μm range. Paradoxically, *M. macrocopa* preferentially ingests particles in the 6-12 μm range (Zadereev et al., 2023), a fraction that constituted only 8% of the PS MP preparation—the smallest proportion among all MPs tested. This suggests that the heightened toxicity of PS is unlikely to be driven solely by ingestion rates and may instead be related to its polymer-specific characteristics, smaller particle size facilitating tissue interaction, or other unidentified mechanisms. However, the heightened toxicity of PS may be attributed to its small particle size, potentially facilitating mechanisms such as particle adhesion to tissues or external structures, which could be more pronounced for smaller MPs.

A critical consideration is that the effective concentrations in our experiments—an LC_{50} of approximately 70,000 particles/mL in acute tests and observed chronic effects at 10,000 particles/mL—are orders of magnitude higher than current environmental concentrations. Typical MP abundances in freshwater systems are on the order of tens of particles per cubic meter, reaching concentrations exceeding 50,000 particles per liter only in severely polluted regions (Langenfeld et al., 2024).

The literature on MP effects on zooplankton life-history traits presents a contradictory picture. Some laboratory studies report that MP exposure reduces filtration rates, impairs feeding, retards growth, decreases fecundity, and increases mortality in various zooplankton species. For example, the freshwater cladoceran *D.magna* exhibits negative effects, including reproductive impairment and delayed offspring production, at

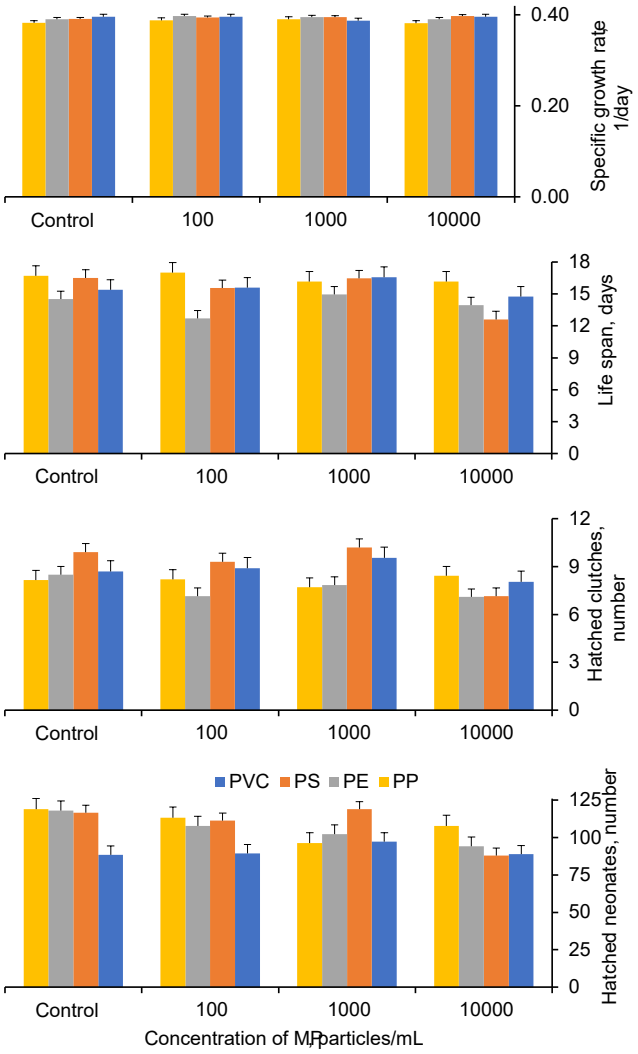


Fig.5. The effect of four MP types (10 000 particles/mL) on the life history traits of *M. macrocopa* females. * - significant differences from the control ($p < 0.01$).

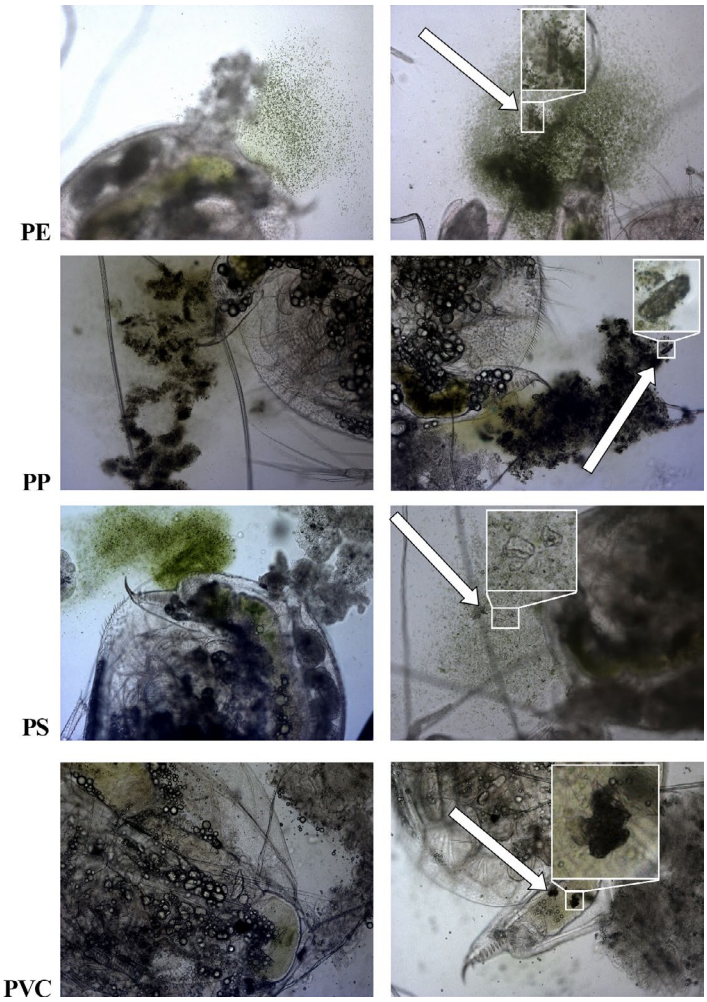


Fig.6. Microphotographs of stomachs and/or excreted food boluses from animals cultured in a control medium (left) or a medium supplemented with MP (right; 10 000 particles/mL). Arrows indicate identifiable MP particles.

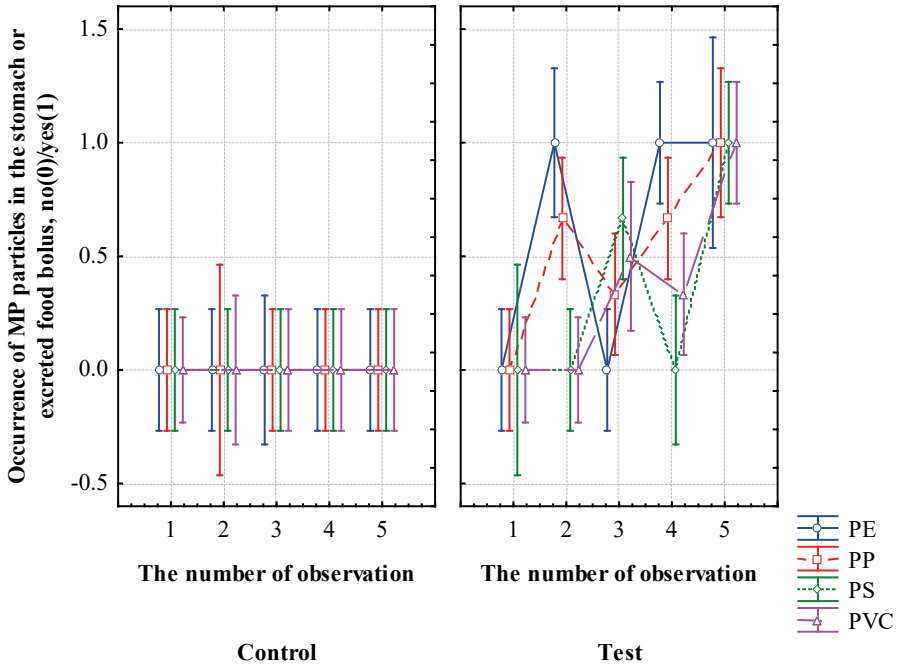


Fig.7. Occurrence of MP particles in the stomach or excreted food bolus of *M. macrocopa* females cultured in a control medium (Control) or media supplemented with MP (10,000 particles/mL) (Test). The effects of both age (the number of observation, $p = 0.002$) and exposure condition (control/test, $p < 0.0001$) were statistically significant.

Table 2. Statistical significance of survival changes in *M. macrocopa* exposed to microplastic-toxicant mixtures (* - $p < 0.05$; ↓ - reduced mortality; ↑ - increased mortality) in acute toxicity tests. Test mixtures denominations and survival values are at the Fig. 4.

	Cont		Cu (0)		D (0)		Ins (0)	
	24h	48h	24h	48h	24h	48h	24h	48h
PVC								
PS	*↑	*↑						
PE								
PP								
Cu (0)	*↑	*↑						
Cu + PVC (0)	*↑	*↑						
Cu + PS (0)	*↑	*↑						
Cu + PE (0)	*↑	*↑						
Cu + PP (0)	*↑	*↑						
Cu (1)	*↑	*↑	*↓	*↓				
Cu + PVC (1)			*↓	*↓				
Cu + PS (1)			*↓	*↓				
Cu + PE (1)			*↓	*↓				
Cu + PP (1)			*↓	*↓				
D (0)	*↑	*↑						
D + PVC (0)	*↑	*↑						
D + PS (0)	*↑	*↑						
D + PE (0)	*↑	*↑						
D + PP (0)	*↑	*↑						
D (1)	*↑	*↑						
D + PVC (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PS (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PE (1)	*↑	*↑			*↓	*↓		
D + PP (1)		*↑			*↓	*↓		
Ins (0)		*↑						
Ins + PVC (0)		*↑						
Ins + PS (0)		*↑						
Ins + PE (0)		*↑						
Ins + PP (0)		*↑						
Ins (1)		*↑						
Ins + PVC (1)		*↑						*↓
Ins + PS (1)								*↓
Ins + PE (1)								*↓
Ins + PP (1)		*↑						*↓

concentrations as low as 100 particles/L (Zhao and Tian, 2024)—a threshold markedly lower than that observed in our study.

Conversely, numerous studies, particularly those conducted under near-natural conditions, report no significant adverse effects. A mesocosm experiment exposing freshwater zooplankton communities to environmentally relevant concentrations of polyester microfibers (10 and 50 particles/L) found no significant impact on abundance, diversity, or community composition over a 12-week period (Klasios et al., 2024). Approximately 14% of studies on zooplankton MP ingestion report an absence of negative effects (Gunaalan et al., 2023), underscoring that MP impacts are highly context-dependent. This dependency is influenced by a suite of biological factors (e.g., species identity, life stage) and physical factors (e.g., polymer type, particle shape and size, co-occurring contaminants), as well as experimental design.

Consequently, while some laboratory studies indicate adverse individual-level effects of MP at concentrations around 100 particles/L, the threshold for observable population- or community-level consequences in complex natural ecosystems is likely to be significantly higher. The frequent lack of negative effects at ecologically relevant concentrations of MP underscores the necessity for further research that incorporates environmental realism—including multistressor conditions and ecological interactions—to enable a more accurate and holistic risk assessment of MPs.

4. Conclusion

This study underscores the complex and context-dependent nature of microplastic (MP) impacts on freshwater zooplankton, highlighting significant uncertainties in current environmental risk assessments. Our findings demonstrate that toxicological effects are highly polymer-specific. Of the four types tested, only polystyrene (PS) exerted statistically significant negative effects on the survival of *M.macrocopa* in acute tests and on life-history traits in chronic exposures, while polyvinyl chloride (PVC), polyethylene (PE), and polypropylene (PP) particles induced no significant adverse effects at the concentrations investigated.

A primary source of uncertainty lies in interpreting the mechanistic drivers of toxicity. The observed differential effects among MP types may be attributed to variations in particle size distribution, shape, polymer chemistry, or a combination of these factors. Notably, while PS—the most toxic polymer in our study—had the smallest particle size distribution, its proportion within the zooplankton's preferential feeding range (6–12 μm) was the lowest. This paradox suggests that other mechanisms, such as particle adhesion or the leaching of chemical additives, may play a critical role and warrant dedicated investigation.

The greatest uncertainty involves MP interactions with co-occurring pollutants. Our results indicate that combined effects are governed by three key factors: (1) the chemical nature of the toxicant (e.g., heavy metal, petroleum product, insecticide); (2) the MP polymer type; and (3) the interaction time between MP and toxicant prior to exposure. The effects ranged from synergism to antagonism and were highly unpredictable across different combinations. For instance, one-week conditioning of MPs with copper completely eliminated its toxicity, whereas the effects for diesel fuel were polymer-dependent, and insecticide toxicity was generally reduced across all MPs. These findings point to complex, poorly constrained processes—such as sorption, desorption, and transformative reactions on MP surfaces—that complicate the extrapolation of laboratory results to natural environments.

Furthermore, the effective concentrations in our experiments (LC_{50} ~73,000 particles/mL for PS in acute tests and observed effect concentration of 10,000 particles/mL in chronic tests) exceed current environmental MP levels in freshwater systems by several orders of magnitude. This discrepancy challenges the ecological relevance of many laboratory studies, including our own, and aligns with the inconsistent outcomes reported in the literature, where numerous studies fail to identify significant impacts at environmentally relevant concentrations.

In light of these findings, we emphasize the high context dependency and uncertainty in MP ecotoxicology. To enable reliable risk prediction, future research must prioritize: 1) identifying the specific physicochemical properties of MPs (size, shape, polymer type, aging) that dictate their toxicity and sorptive behavior; 2) elucidating the kinetics and mechanisms of MP interactions with diverse pollutants under environmentally realistic conditions; 3) conducting long-term mesocosm experiments that incorporate ecologically relevant MP concentrations and complex multi-species communities to assess ecosystem-level outcomes.

Only by addressing these multifaceted uncertainties can we advance from qualitative hazard identification to a quantitative and realistic assessment of the ecological risks posed by microplastics in freshwater ecosystems.

Acknowledgements

The work was supported by the Russian Science Foundation (project No. 25-24-00163)

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Amariei G., Rosal R., Fernández-Piñas F. et al. 2022. Negative food dilution and positive biofilm carrier effects of microplastic ingestion by *Daphnia magna* cause tipping points at the population level. Environmental Pollution 291: 118622. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118622

Botterell Z.L.R., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution 245: 98–110. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.065

Cole M., Lindeque P., Halsband C. et al. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environmental Science & Technology 47(12): 6646–6655. DOI: 10.1021/es400663f

Finnegan M.C., Baxter L.R., Maul J.D. et al. 2017. Comprehensive characterization of the acute and chronic toxicity of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam to a suite of aquatic primary producers, invertebrates, and fish. Environmental toxicology and chemistry 36(10): 2838–2848. DOI: 10.1002/etc.3846

Gunaalan K., Nielsen T.G., Torres R.R. et al. 2023. Is zooplankton an entry point of microplastics into the marine food web? Environmental science & technology 57(31): 11643–11655. DOI: 10.1021/acs.est.3c02575

Klasios N., Kim J.O., Tseng M. 2024. No effect of realistic concentrations of polyester microplastic fibers on freshwater zooplankton communities. Environmental Toxicology and Chemistry 43(2): 418–428. DOI: 10.1002/etc.5797

Langenfeld D., Bucci K., Veneruzzo C. et al. 2024. Microplastics at environmentally relevant concentrations in a large in lake mesocosm: Assessing zooplankton responses. Environmental Science & Technology 58(6): 3210–3221. DOI: 10.1021/acs.est.4c05327

Lopatina T.S., Aleksandrova Y.V., Anishchenko O.V. et al. 2020. The effect of deicing salt solutes on *Moina macrocopa* and *Allium cepa* in a toxicity test experiment. Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya [Tomsk State University Journal of Biology] 51: 162–178. DOI: 10.17223/19988591/51/9 (in Russian, English Summary)

Malinowski C.R., Searle C.L., Schaber J. et al. 2023. Microplastics impact simple aquatic food web dynamics through reduced zooplankton feeding and potentially releasing algae from consumer control. Science of the Total Environment 874: 166691. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.166691

Mokry L.E., Hoagland K.D. 1990. Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. Environmental Toxicology and Chemistry 9(8): 1045–1051. DOI: 10.1002/etc.5620090811

Müller J.B., Melegari S.P., Perreault F. et al. 2019. Comparative assessment of acute and chronic ecotoxicity of water soluble fractions of diesel and biodiesel on *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*. Chemosphere 221: 640–646. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.069

Oskina N., Lopatina T., Anishchenko O. et al. 2019. High resistance of resting eggs of cladoceran *Moina macrocopa* to the effect of heavy metals. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 102: 335–340. DOI: 10.1007/s00128-018-2473-7

Ritz C., Streibig J.C. 2005. Bioassay Analysis Using R. Journal of Statistical Software 12(5): 1–22. DOI: 10.18637/jss.v012.i05

Yu S.P.Y., Cole M.C., Chan B.K. 2020. Review: Effects of microplastic on zooplankton survival and sublethal responses. In: Hawkins S. J., Allcock A. L., Bates A. E. et al. (Ed.), Oceanography and Marine Biology. CRC Press, pp. 351–393.

Zadereev E., Lopatina T., Ovchinnikov S. et al. 2023. Grazing rate and feeding selectivity of small and large bodied cladocerans in waters from lakes with different salinity and phytoplankton structure. Journal of Oceanology and Limnology 41: 1341–1351. DOI: 10.1007/s00343-022-2158-2

Zadereev E.S., Gubanov V.G. 1996. The role of population density in gametogenesis induction in *Moina macrocopa* (Cladocera: Crustacea) Zhurnalal Obshchey Biologii [Journal of General Biology] 57: 360–367. (in Russian)

Zhao B., Tian W. 2024. Study on the Microplastics’ Effect on the Life History of *Daphnia magna*. E3S Web of Conferences. EDP Sciences 598: 01011. DOI: 10.1051/e3sconf/202459801011

Оригинальная статья

Влияние микропластика и токсикантов разной природы на выживаемость и параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *Moina macrocopa*

Задереев Е.С.[1,2]*, Лопатина Т.С.[1], Яскеляйнен Д.Д.[2], Любимцева С.А.[2]

[1] *Институт биофизики, Красноярский научный центр СО РАН, Академгородок 50/50, Красноярск, Россия*
[2] *Сибирский федеральный университет, пр. Свободный 79, Красноярск, Россия*

АННОТАЦИЯ. В работе оценивали воздействие микропластика (МП) различной природы (полистирол, поливинилхлорид, полиэтилен, полипропилен) в размерном диапазоне 2-80 мкм на пресноводный зоопланктон (*Moina macrocopa*) в острых и хронических тестах, а также влияние МП на токсичность меди, инсектицидов (суспензия тиаметоксама и лямбда-цигалотрина) и дизельного топлива. Установлено, что только МП на основе полистирола значимо снижал выживаемость (LC_{50} ~73 000 частиц/мл) и репродуктивные показатели рачков (действующая концентрация 10 000 частиц/мл). Эффекты других типов МП были статистически незначимы, несмотря на их активное потребление организмами. Ключевым результатом является демонстрация сложного и непредсказуемого характера взаимодействия МП с токсикантами. Эффект сочетанного воздействия критически зависел от типа загрязнителя, МП и времени их контакта. Наблюдались как эффекты антагонизма (снижение токсичности меди после кондиционирования с МП), так и вариабельные реакции для других поллютантов. Пороговые концентрации выявленных эффектов на порядки превышают фоновые уровни загрязнения природных вод МП, что указывает на неопределенность в экстраполяции лабораторных данных на природные условия. Результаты подчеркивают контекстно-зависимый характер воздействия МП и необходимость дальнейших исследований с экологически релевантными концентрациями и сложными комбинациями загрязнителей для реалистичной оценки рисков.

Ключевые слова: микропластик, зоопланктон, жизненный цикл, загрязнение, токсичность

Для цитирования: Задереев Е.С., Лопатина Т.С., Яскеляйнен Д.Д., Любимцева С.А. Влияние микропластика и токсикантов разной природы на выживаемость и параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *Moina macrocopa* // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1083-1101. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1083

1. Введение

Попадание микропластика (МП) в пресноводные экосистемы создаёт потенциальные риски для устойчивости пищевых цепей. Зоопланктон, связывающий первичных продуцентов и потребителей более высокого уровня, по некоторым данным особенно уязвим к воздействию МП. Нарушения в его физиологии и численности могут привести к каскадным изменениям в экосистемах.

Исследования показали, что зоопланктон активно поглощает МП, ошибочно принимая его за натуральный корм, прежде всего за фитопланктон. Это обусловлено сходством МП-частиц с пищевыми объектами по размеру и форме. Одним из первых значимых экспериментальных исследований в этой области стала работа Cole et al. (2013), в которой было показано, что морские копеподы (*Centropages typicus)* захватывают полистирольные микросферы диаметром 20 мкм. Поглощённые частицы МП не переваривались и выводились с фекалиями, при этом сами фекальные гранулы были насыщены МП и отличались по плотности и скорости оседания. Авторы отметили, что у особей, подвергшихся воздействию МП, наблюдалось снижение темпов потребления пищи по сравнению с контролем — вероятно, из-за блокирования просвета пищеварительного тракта и создания ложного чувства насыщения.

*Автор для переписки.
Адрес e-mail: egor@ibp.ru (Е.С. Задереев)

Поступила: 27 июля 2025; ***Принята:*** 29 июля 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

Эти наблюдения были подтверждены и обобщены в обзоре Botterell et al. (2019), где проанализированы лабораторные и полевые эксперименты на разных группах зоопланктона. Авторы отмечают, что МП может не только механически препятствовать нормальному прохождению пищи, но и снижать общую энергетическую ценность диеты за счёт замещения трофических объектов непитательными синтетическими частицами. Особенно чувствительными к этим эффектам оказались мелкие планктонные организмы с фильтрационным способом питания, такие как веслоногие и ветвистоусые ракообразные.

Согласно исследованию Amariei et al. (2022) покрытие МП биоплёнками значительно повышает его «привлекательность» для потребителей. В опытах с *Daphnia magna* было показано, что обросшие частицы МП поедались гораздо активнее, чем «стерильные». Усиленное потребление обросших частиц может усиливать токсические и механические эффекты МП, а также способствовать накоплению вторичных загрязнителей, сорбированных на его поверхности (например, тяжелых металлов и органических соединений). Таким образом, предполагается, что МП оказывает комплексное воздействие на зоопланктон, начиная от затруднённого пищеварения до нехватки питательных веществ и влияния токсичных соединений, оседающих на МП (Malinowski et al., 2023).

В целом, при огромном массиве статей по обнаружению и оценке концентраций МП в водных экосистемах, большому количеству обзорных статей по теме загрязнения водных экосистем МП и его присутствию в различных звеньях трофической сети, выделяются несколько слабоизученных направлений (Yu et al., 2020): 1) редко изучается взаимодействие МП с химическими веществами Многие загрязнители могут связываться с МП в водной среде. Требуются исследования по оценке совместного воздействия МП и токсикантов на биологические показатели, включая скорость питания и размножение; 2) характеристики МП (например, размер, форма и тип полимера) могут влиять на его воздействие на организмы. Сферические МП в настоящее время являются наиболее часто изучаемой формой в исследованиях токсичности МП. Необходимы исследования с использованием МП неправильной формы, разного размера и состава; 3) по сравнению с морским зоопланктоном влияние МП на пресноводный зоопланктон изучено слабо.

В данном исследовании мы сфокусировались на индивидуальных экспериментах с пресноводным видом зоопланктона (ветвистоусый рачок *Moina macrocopa*) по оценке откликов параметров жизненного цикла животных на различные микропластики естественной формы, в том числе нагруженные поллютантами, для определения полулетальных концентраций как чистого МП, так и МП нагруженного поллютантами для выживания рачков в острых опытах, полуэффективных концентраций для продолжительности жизни, скорости роста, плодовитости в хронических опытах с животными.

2. Материалы и методы

Мы исследовали влияние МП «естественной» формы и размера, как по отдельности, так и совместно с рядом токсикантов, на параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *M.macrocopa* в острых и хронических лабораторных экспериментах. В экспериментах использовали лабораторную культуру *M.macrocopa*, которая поддерживалась в Институте биофизики СО РАН (Красноярск) в течение последних 15 лет. Животных культивировали в климатической камере при температуре ($25 \pm 1^{\circ}C$) и фотопериоде (16 часов светлого периода:8 часов темного периода), оптимальных для роста и размножения *M. macrocopa* (Задереев и Губанов, 1996). В качестве культуральной среды использовали водопроводную воду, отстоянную в течение не менее 72 часов. Животных кормили неаксенической культурой зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, которую культивировали периодическим методом при постоянном освещении и аэрации в колбах объемом 500 мл на среде Тамия. Перед использованием в качестве корма водоросли концентрировали путем центрифугирования (1200 g). Для определения концентрации клеток водорослей использовали ранее полученную линейную регрессию между концентрацией клеток *C. vulgaris* в пробе, определенной путем прямого микроскопического подсчета, и величиной флуоресценции хлорофилла a, измеренной при длинах волн 470/665 нм на микропланшетном ридере SpectraMax® M series (Molecular Devices, США). Концентрацию водорослей в среде доводили до экспериментального уровня путем разбавления исходной суспензии водорослей.

Для получения МП разной формы и размера использовали бытовой пластик (полиэтилен (PE) – трубка полиэтиленовая (используется в промышленном оборудовании), полистирол (PS) – подложка из вспененного полистирола (используется для хранения мясной продукции, рыбы, полуфабрикатов, овощей и фруктов), поливинилхлорид (PVC) – панель ПВХ (используется для отделки стен и потолков, изготовления наружной и интерьерной рекламы), полипропилен (PP) – одноразовые чашки для чая и кофе) измельчённый с помощью промышленной мельницы с набором сит (от 250 до 800 мкм). После помола и просеивания 5-10 г МП помещали в 100 мл воды и оставляли в режиме интенсивного перемешивания с помощью магнитной мешалки не менее чем на одну неделю. После этого полученный концентрат пропускали через сетку с диаметром пор 80 мкм. Концентрацию и размерное распределение частиц МП в фильтрате определяли с помощью проточного цитометра с визуализацией FlowCam (FluidImaging, США), пропуская 1 мл фильтрата через проточную ячейку диаметром 100 мкм (Рис. 1). Так как использованные пластики измельчались с разной эффективностью, размерное распределение частиц различных МП отличалось. Наиболее мелким был МП, полученный из изделий, сделанных из полистирола (более 70% частиц в размерном диапазоне 2-4 мкм и лишь 3.5% частиц размером более 10 мкм), наиболее крупным – из

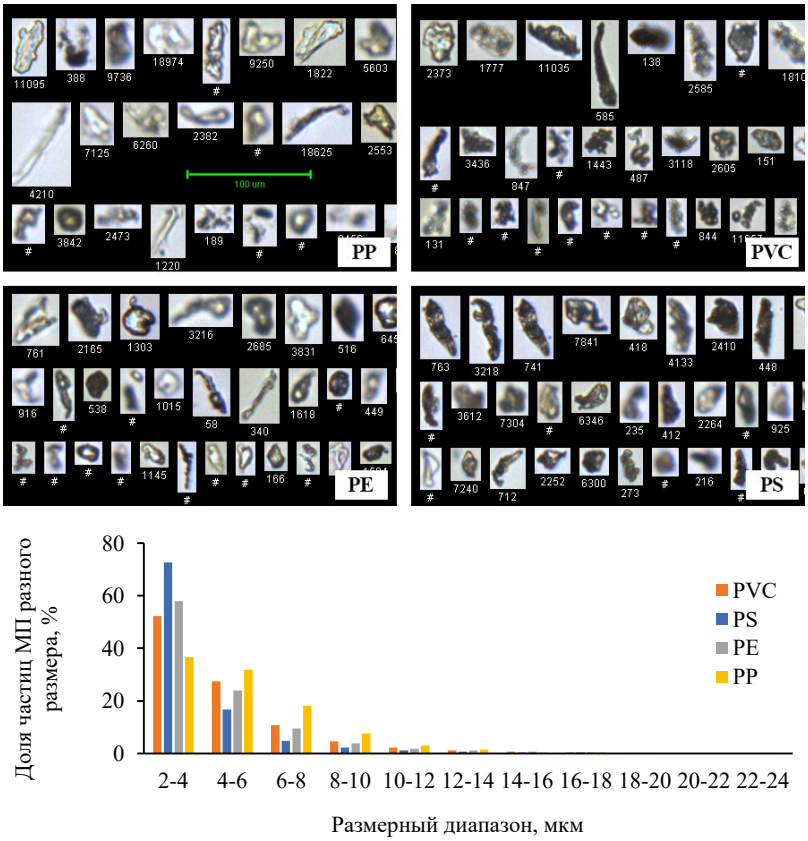


Рис.1. Характерные изображения частиц МП различного происхождения (PVC – поливинилхлорид, PS – полистирол, PE – полиэтилен, PP – полипропилен) и их размерное распределение в образцах, использованных для проведения острых и хронических экспериментов.

полипропилена (36% частиц в размерном диапазоне 2-4 мкм, почти 6% частиц размером более 10 мкм). Для получения тестируемых концентраций стоковый раствор с МП разбавляли отстоянной водопроводной водой.

В качестве токсикантов использовали хлорид меди двухводный ($CuCl_2$*$2H_2O$), инстектицидый препарат Кунгфу Супер (суспензия тиаметоксама (141 г/л) и лямбда-цигалотрина (106 г/л)), ООО «ЗПФ Агрорус-Рязань», Россия), дизельное топливо (ДТ-Л, Роснефть, Россия). Для создания тестовых растворов меди приготовили стоковый раствор с концентрацией токсиканта 1 г/л. Далее смесь из раствора разводили в отстоянной водопроводной воде до достижения тестируемых концентраций. Для создания тестовых растворов инсектицида ориентировались на содержание в исходной суспензии лямбда-цигалотрина. Был приготовлен стоковый раствор с концентрацией лямба-цигалотрина 1 мг/л. Тестовые растворы готовили, смешивая стоковый раствор с отстоянной водопроводной водой. Для создания тестовых растворов дизельного топлива смешивали одну часть дизельного топлива с девятью частями отстоянной водопроводной воды в объемном соотношении и перемешивали с помощью магнитной мешалки в течение 24 часов при постоянной температуре. Скорость перемешивания поддерживали такой, чтобы образующийся вихрь не превышал 25% высоты жидкостного столба. После перемешивания образцы оставляли для отстаивания на 2 часа (Müller et al., 2019). Далее среду с растворенными фракциями дизельного топлива отбирали с помощью дозатора из середины сосуда и смешивали с отстоянной водопроводной водой для приготовления тестовых растворов.

2.1. Тесты на острую токсичность

Для тестов на острую токсичность использовали однодневных самок (длина тела 0.5–0.6 мм), вылупившихся в условиях, благоприятных для партеногенеза. Мы использовали второе поколение матерей, содержавшихся индивидуально в климатической камере в 20 мл среды с концентрацией пищи 200 тысяч клеток/мл. Среду обновляли ежедневно (Лопатина и др., 2020).

Острые тесты были проведены для следующих видов воздействий: А) растворы с диапазоном концентраций каждого из МП (расчетные концентрации: 1, 10, 100, 1000, 10000, 100000 частиц/мл) (4 типа МП × 6 концентраций = 24 тестовых раствора); Б) растворы с диапазоном концентраций каждого из токсикантов (3 токсиканта × 6 концентраций = 18 тестовых растворов); В) растворы с МП (концентрация 10 000 частиц/мл) в которые был добавлен один из токсикантов в полулетальной концентрации (4 типа МП × 3 токсиканта = 12 тестовых растворов); Г) растворы с МП (концентрация 10 000 частиц/мл) в которые был добавлен один из токсикантов в полулетальной концентрации, которые в течение недели перед использованием в остром тесте постоянно перемешивались с помощью магнитной мешалки (4 типа МП × 3 токсиканта = 12 тестовых растворов).

Для проведения тестов на острую токсичность двадцать однодневных самок помещали индивидуально в стаканчики с 20 мл каждого тестового раствора без пищи. В качестве контроля для каждой серии тестов на острую токсичность использовали водопроводную воду без пищи, МП и/или токсиканта. Для определения средней полулетальной концен-

трации (LC_{50} – концентрация при которой погибает половина тестируемых рачков) подсчитывали количество погибших особей через 24 часа и 48 часов.

2.2. Хронические тесты

Однодневные новорожденные особи (длина тела 0.5–0.6 мм), вылупившиеся в оптимальных условиях, помещались индивидуально в стаканчики с 20 мл среды и добавленной *Chlorella vulgaris* в концентрации 200 тысяч клеток/мл (Лопатина и др., 2020). Для каждой концентрации каждого вида МП (10 000, 1 000 и 100 частиц/мл) и для контроля тестировали по 20 новорожденных особей. Среда в экспериментальных сосудах обновлялась ежедневно. Эксперименты проводились до смерти всех животных. Для каждой самки подсчитывали количество кладок и потомков в каждой кладке и регистрировали время смерти. Средняя продолжительность жизни (дни) и плодовитость (количество отрожденных рачков на одну самку, количество отрожденных кладок) рассчитывались для каждой концентрации всех видов МП.

Дополнительно было проведено визуальное тестирование способности рачков поглощать МП. Для этого по 50 ювенильных самок *M.macrocopa* было помещено в 1 литр воды с концентрацией каждого из МП 10 000 частиц/мл и концентрацией корма 200 тыс. кл/мл и в контрольную среду с кормом, но без МР. Среду в сосудах меняли ежесуточно, отрождаемых рачков удаляли. Регулярно (на 2, 5, 7, 9 и 11 сутки возраста рачков) из каждого сосуда отбирали трех рачков и визуально инспектировали желудок и его содержимое под микроскопом при 10× увеличении. Экскреции содержимого желудка добивались аккуратным стимулированием самки с помощью препараторской иглы.

2.3. Статистические анализы

Полулетальные концентрации (LC_{50}) в острых токсикологических тестах оценивали с помощью пакета «drc» для программной среды R (Ritz and Streibig, 2005).

Доли выживших рачков в остром эксперименте в различных вариантах среды сравнивали, используя критерий для долей (difference test). В экспериментах по изучению таблиц дожития влияние концентрации микропластика на каждый параметр жизненного цикла оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA). Для анализа влияния возраста рачков на наличие частиц микропластика в желудочно-кишечном тракте или экскретированном пищевом комке применяли факторный дисперсионный анализ для переменной с биномиальным распределением (где 0 — отсутствие частиц микропластика, 1 — их наличие). Все статистические расчеты были выполнены в программе STATISTICA 8.0.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Острые тесты

Острые тесты не зафиксировали влияния МП (за исключение PS) на выживаемость ювенильных самок *M.macrocopa* (Рис. 2). Для полистирола LC50 в 48-часовом тесте составила 73000 ± 100630 частиц/мл.

Полученные нами значения полулетальных концентраций в остром тесте с *M.macrocopa* для токсикантов (Рис. 3) (медь – 0.0139 ± 0.0004 мг/л, растворимые фракции дизельного топлива – 33.2 ± 0.8%, инсектицидный препарат – 0.49 ± 0.09 мкг/л) были близки к литературным данным.

Полулетальная концентрация тиаметоксама, полученная в острых тестах с *D.magna,* превышает 100 мг/л (Finnegan et al., 2017), тогда как LC_{50} лямбда-цигалотрина для *D. magna* – 1.04 мкг/л (Mokry and Hoagland, 1990). Так как в использованном нами инсектицидном препарате содержатся оба этих инсектицида, полученное нами значение чуть ниже литературного значения для более токсичного лямбда-цигалотрина. Полулетальная концентрация растворимых фракций дизельного топлива, полученных по аналогичной с нашими экспериментами методике, в остром тесте с *D.magna* составила 40% (Müller et al., 2019). Полулетальная концентрация меди, полученная в острых тестах с *M.macrocopa* составляла 0.0094 мг/л (Oskina et al., 2019).

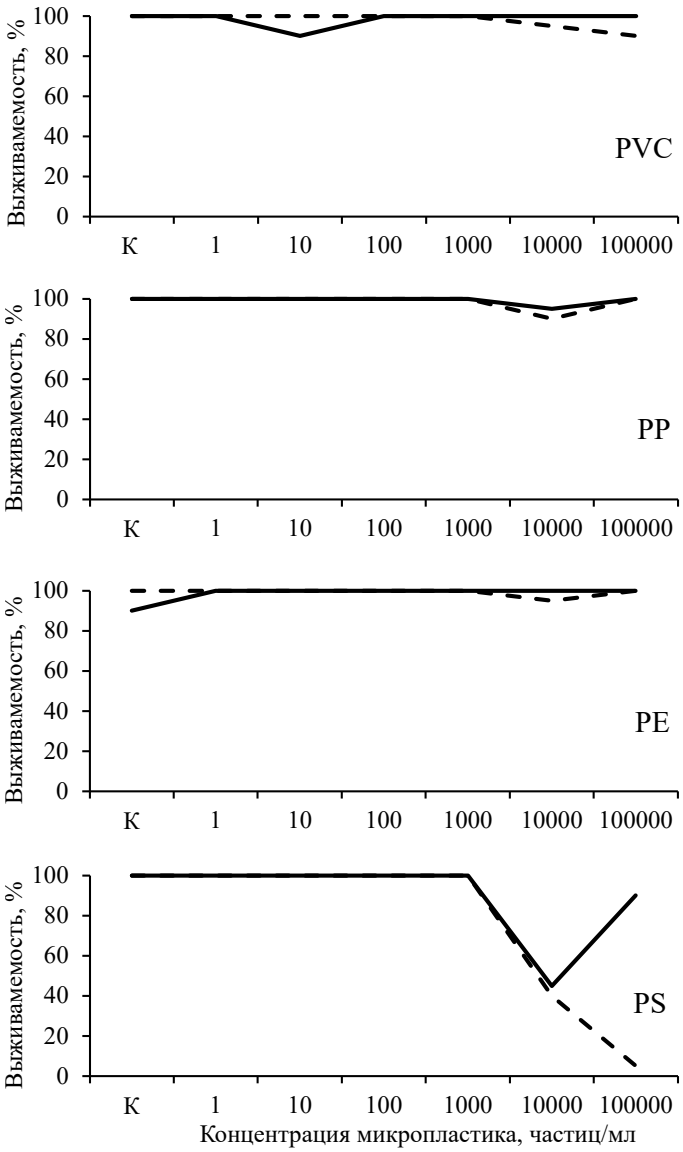


Рис.2. Выживаемость самок *M.macrocopa* в остром 24 часовом (сплошная линия) и 48 часовом (прерывистая линия) тесте с четырьмя видами МП (К – контроль).

При исследовании совместного действия токсикантов в полулетальной концентрации и МП в концентрации 10 000 частиц/мл получены следующие результаты (Рис. 4). Добавление PVC, PE, PP статистически значимо не меняло токсичность меди. Выживаемость рачков в среде с PS и медью была достоверно ниже, чем в среде с одной медью. Для всех МП (PVC, PS, PE, PP) при совместном воздействии с растворимыми фракциями дизельного топлива и инсектицидного препарата статистически значимого ($p > 0.05$) усиления или ослабления токсичности не обнаружено.

Интересные результаты были получены при тестировании смесей микропластика и токсикантов после недельного взаимодействия (выдерживание в режиме перемешивания). Для всех протестированных МП недельное взаимодействие резко снизило токсичность меди – все протестированные животные были живы, что аналогично контролю. При тестировании растворенных фракций дизельного топлива при взаимодействии с PVC и PS токсичность оставалось высокой: взаимодействие не оказывало детоксицирующего эффекта. При взаимодействии с PE и PP наблюдалось достоверное снижение токсичности - выживаемость рачков выросла с ~15% до ~85-95%. При тестировании инсектицидного препарата, для всех видов МП наблюдалась тенденция к снижению токсичности инсектицидного препарата (рост выживаемости к 48ч). При этом наиболее выраженный эффект был при взаимодействии с PS. В целом после недельного взаимодействия выживаемость рачков в тестовых средах с PS и PE и инсектицидным препаратом не отличается от контроля. Это указывает на то, что все виды микропластика так или иначе способствовали снижению токсичности инсектицида со временем.

Краткая характеристика совместного влияния МП и использованных токсикантов приведена в Таблице 1. В качестве промежуточного вывода можно сказать, что влияние МП на токсичность загрязнителей не универсально. Оно критически зависит от: 1. химической природы самого токсиканта (тяжелый металл, нефтепродукт, инсектицид). 2. типа МП (PVC, PS, PE, PP ведут себя по-разному). 3. фактора времени (взаимодействие/сорбция(?) кардинально меняют результат).

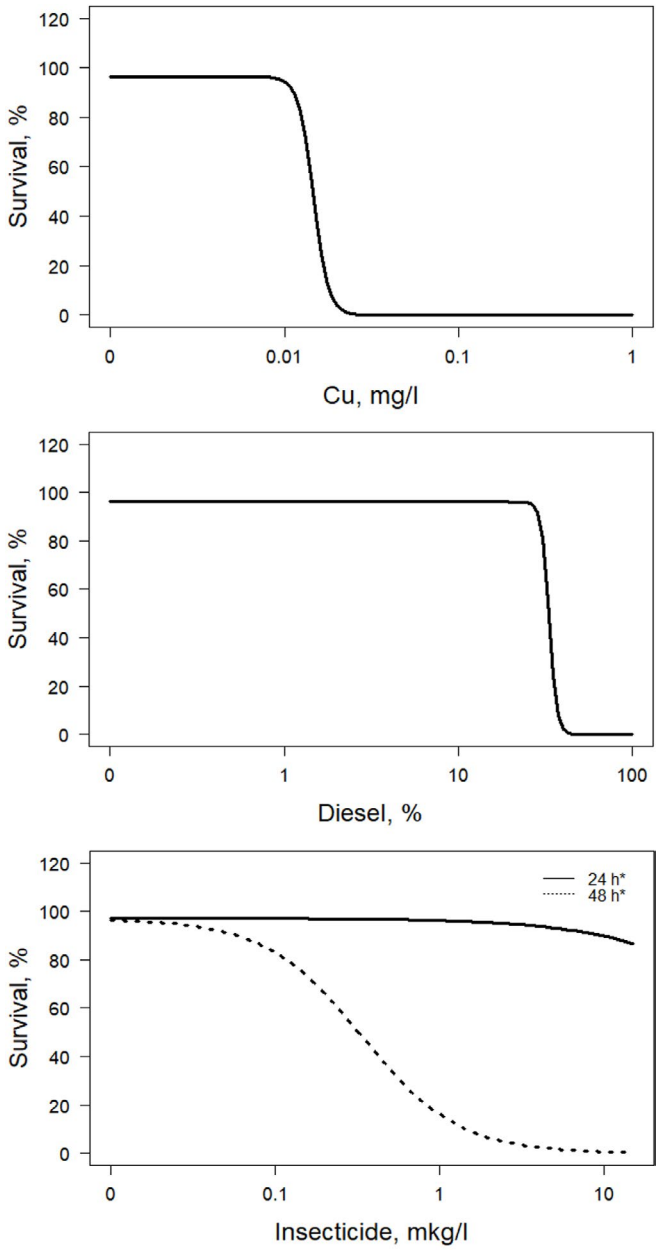


Рис.3. Острая токсичность меди, растворенных фракций дизельного топлива и инсектицидного препарата «Кунгфу Супер» в остром тесте с *M.macrocopa*.

Таблица 1. Краткая характеристика совместного влияния использованных токсикантов и МП различного происхождения на выживаемость самок *M.macrocopa* в острых тестах

Токсикант	Эффект МП (0 нед)	Эффект старения (1 нед)
Медь (Cu)	PS – синергизм (усиление токсичности меди). Другие МП – нейтрально/слабый антагонизм	Детоксикация для всех протестированных МП. Токсичность меди полностью исчезает
Дизельное топливо (D)	Нейтрально для всех МП (токсичность растворенных фракций дизельного топлива остается высокой)	PE/PP – сильный антагонизм (детоксикация). PVC/PS – нейтрально (токсичность сохраняется)
Инсектицидный препарат (Ins)	Нейтрально для всех МП	Антагонизм для всех МП (токсичность снижается до уровня контроля). Наиболее эффективен PS

3.2. Хронические тесты

В хронических тестах только PS в концентрации 10 000 частиц/мл оказал значимое влияние на снижение продолжительности жизни и плодовитости (количество отрожденных кладок и общее количество отрожденных рачков) взрослых рачков. Влияние остальных использованных МП было не значимым (Рис. 5). При этом эксперимент показал, что рачки активно потребляют все виды использованного МП (Рис. 6). Если в начале жизни (съемка 1 – возраст рачков 2 суток) в желудках рачков не наблюдалось МП, то начиная со съемки 2 (возраст рачков 4-5 суток) все чаще в желудке и в экскретированном пищевом комке присутствовал МП (Рис. 7).

Таким образом, только МП на основе полистирола оказал негативное влияние как на выживаемость рачков в острых экспериментах, так и на параметры жизненного цикла в хронических. Как мы отметили выше, использованные в работе МП отличались размерным распределением. При этом именно МП из полистирола, изготовленный из используемых для хранения пищевых продуктов подложек, отличался наиболее мелким размером (Рис. 1). На данном этапе исследования мы не можем сказать, связаны ли наблюдаемые различия в токсичности МП с их размерным распределением, формой или какими-то другими особенностями. Если посмотреть на размерный диапазон потребляемого корма, то *M.macrocopa* предпочитает частицы размером 6-12 мкм (Zadereev et al., 2023). В этом размерном диапазоне использованный нами МП из полистирола содержал наименьшее количество частиц (8%) из всех использованных микропластиков. То есть за счет прямого потребления в среде с PS рачки должны были получать наименьшее количество МП. Однако если предположить, что негативные эффекты связаны, например, с «налипанием» МП, то в среде с более мелким МП можно ожидать большего проявления подобных эффектов.

Необходимо отметить, что действующие концентрации МП в наших экспериментах (LC_{50} в острых тестах – порядка 70 000 частиц/мл, зафиксированный эффект в хроническом эксперимента – 10 000 частиц/мл) на порядки превышали наблюдаемые в природных экосистемах. Обычно концентрации МП в пресной воде находятся в районе десятков частиц на кубический метр и лишь для сильно загрязненных регионов достигают концентрации > 50 000 частиц/л (Langenfeld et al., 2024).

В целом экспериментальные исследования влияния МП на параметры жизненного цикла зоопланктона противоречивы. Некоторые лабораторные исследования демонстрируют, что воздействие МП может приводить к снижению скорости фильтрации, нарушению питания, замедлению роста, снижению плодовитости и увеличению смертности у различных видов зоопланктона. Например, у пресноводного рачка *D.magna*, негативные эффекты наблюдаются, начиная с концентраций МП порядка 100 частиц/литр (что существенно превышает наблюдаемый нами порог). При таких концентрациях регистрируется нарушение репродуктивной функции и задержка в производстве потомства (Zhao and Tian, 2024).

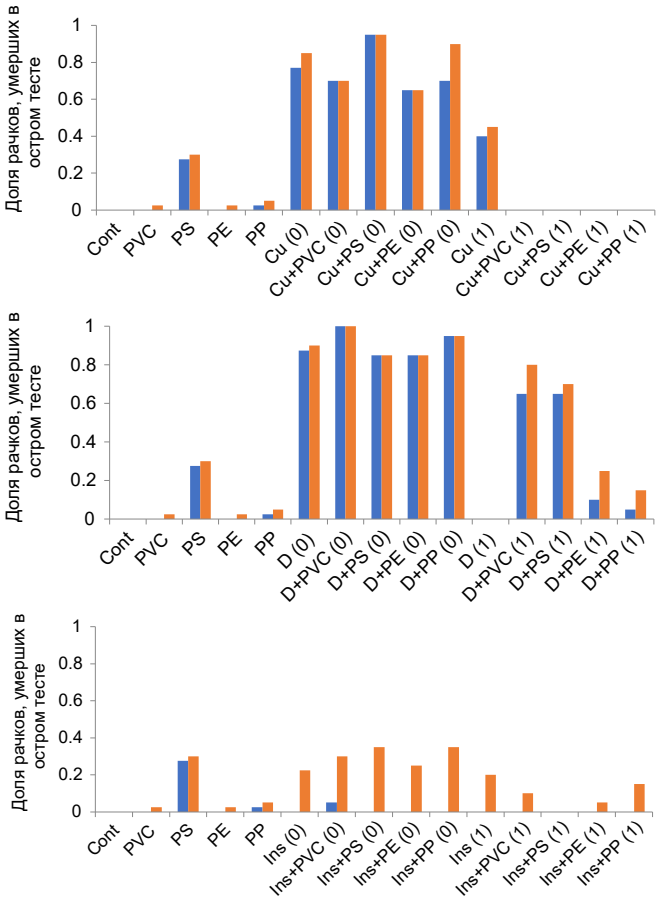


Рис.4. Совместное влияние МП различного происхождения (концентрация МП – 10 000 частиц/мл) и различных токсикантов (Cu – медь, D – дизельное топливо, Ins – инсектицид, в эксперименте использованы полулетальные концентрации токсикантов (см. Рис. 3)) на выживаемость самок *M.macrocopa* в острых 24 часовом (синие столбцы) и 48 часовом (оранжевый столбцы) тестах. Cont – контроль; + - среда содержала токсикант и МП; 0 – среда была приготовлена непосредственно перед экспериментом; 1 – среда перед экспериментом в течении недели подвергалась интенсивному перемешиванию. Сравнения выживаемостей представлены в Таблице 2.

С другой стороны, ряд исследований, проведенных в условиях, близких к естественным, не выявил явных негативных последствий МП для зоопланктона. Мезокосменное исследование, где сообщества пресноводного зоопланктона подвергались воздействию экологически релевантных концентраций полиэстеровых микроволокон (10 и 50 частиц/литр), не обнаружило значительного влияния на обилие, разнообразие, или состав сообщества зоопланктона в течение 12 недель (Klasios et al., 2024). Примерно 14% исследований по потреблению МП зоопланктоном не сообщают о каких-либо негативных эффектах (Gunaalan et al., 2023). Это подчеркивает, что воздействие МП сильно зависит от биологических и физических факторов (тип полимера, форма, наличие других загрязнителей, видовой состав), а также от условий эксперимента.

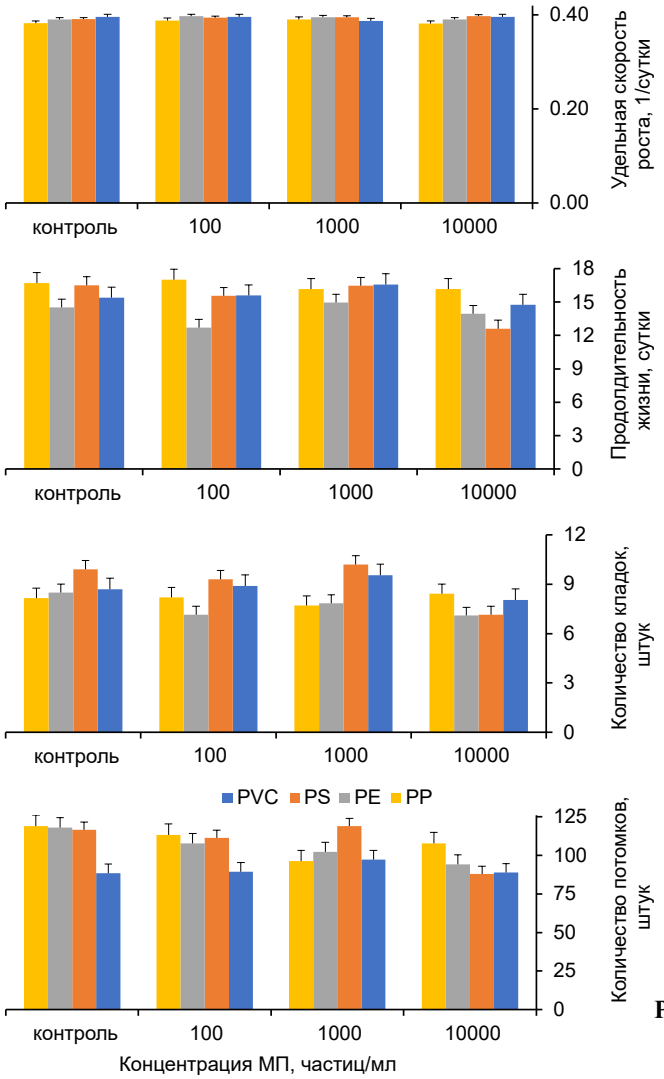


Рис.5. Влияние МП различного происхождения на параметры жизненного цикла самок *M.macrocopa* в хроническом эксперименте. * - различия между контролем и тестом значимы ($p < 0.01$).

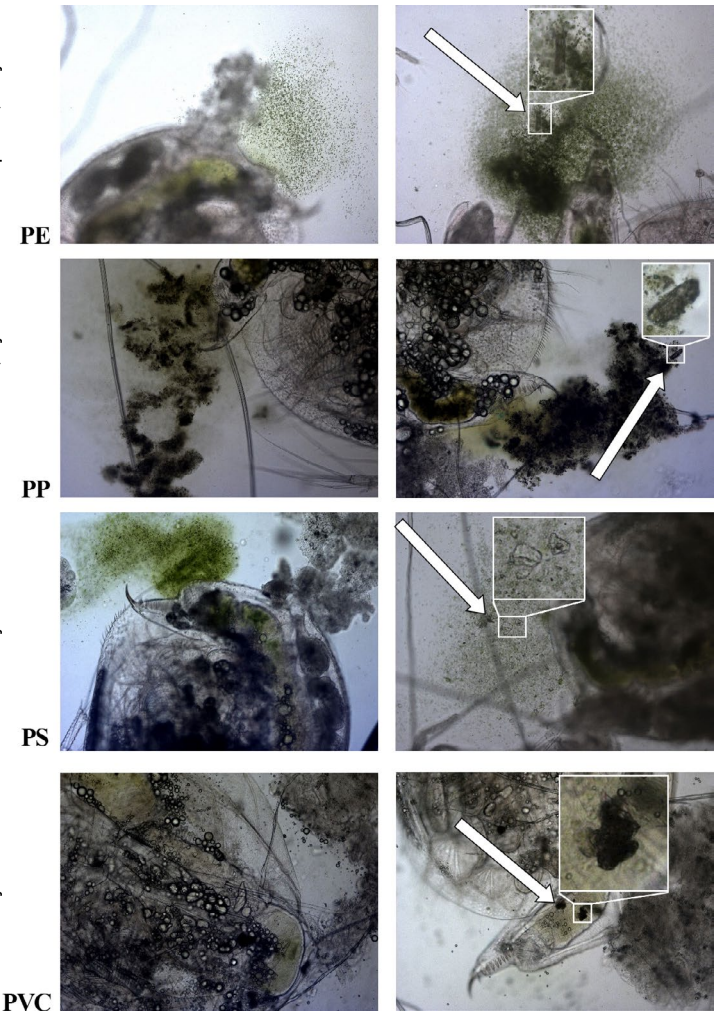


Рис.6. Микрофотографии желудков и/или экскретированного содержания желудков рачков *M.macrocopa* культивируемых в контрольной среде (слева) или среде с добавкой одного из четырех видов МП (справа) в концентрации 10 000 частиц/мл. Стрелками обозначены легко идентифицируемые частицы МП.

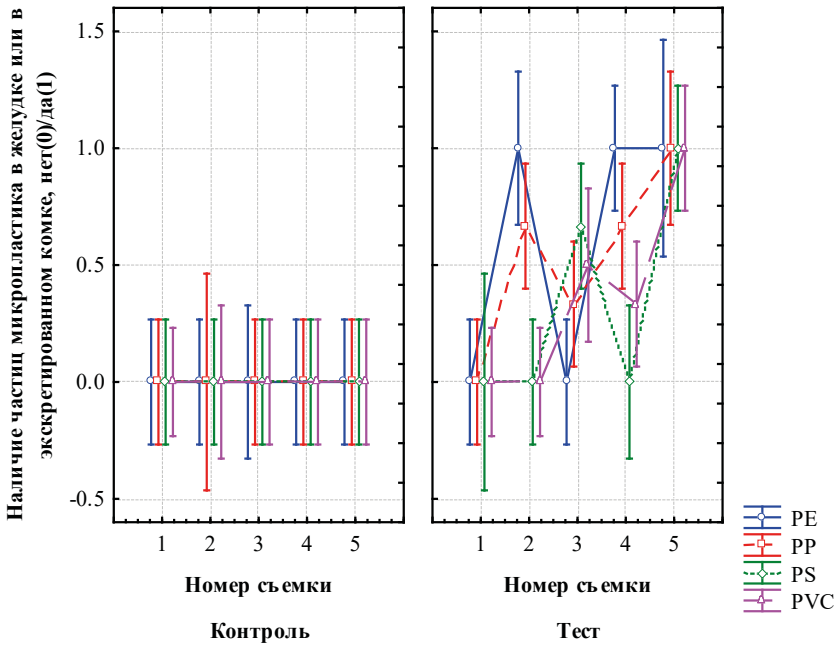


Рис.7. Встречаемость частиц МП в желудке или экскретированном пищевом комке рачков *M.macrocopa*, культивируемых в контрольной среде (Контроль) или в среде с добавкой одного из четырех видов МП (Тест). Достоверно влияние возраста (Номер съемки) ($p = 0.002$) и условий содержания (Контроль/Тест) ($p < 0.0001$).

Таблица 2. Достоверность различия (* – $p < 0.05$) и характеристика изменения выживаемости самок (↓ – уменьшение смертности, ↑ – увеличение смертности) в остром тесте с различными тестовыми средами. Обозначения тестовых сред и сравниваемые доли умерших рачков представлены на Рисунке 4.

	Cont		Cu (0)		D (0)		Ins (0)	
	24h	48h	24h	48h	24h	48h	24h	48h
PVC								
PS	*↑	*↑						
PE								
PP								
Cu (0)	*↑	*↑						
Cu + PVC (0)	*↑	*↑						
Cu + PS (0)	*↑	*↑						
Cu + PE (0)	*↑	*↑						
Cu + PP (0)	*↑	*↑						
Cu (1)	*↑	*↑	*↓	*↓				
Cu + PVC (1)			*↓	*↓				
Cu + PS (1)			*↓	*↓				
Cu + PE (1)			*↓	*↓				
Cu + PP (1)			*↓	*↓				
D (0)	*↑	*↑						
D + PVC (0)	*↑	*↑						
D + PS (0)	*↑	*↑						
D + PE (0)	*↑	*↑						
D + PP (0)	*↑	*↑						
D (1)	*↑	*↑						
D + PVC (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PS (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PE (1)	*↑	*↑			*↓	*↓		
D + PP (1)		*↑			*↓	*↓		
Ins (0)		*↑						
Ins + PVC (0)		*↑						
Ins + PS (0)		*↑						
Ins + PE (0)		*↑						
Ins + PP (0)		*↑						
Ins (1)		*↑						
Ins + PVC (1)		*↑						*↓
Ins + PS (1)								*↓
Ins + PE (1)								*↓
Ins + PP (1)		*↑						*↓

Таким образом, несмотря на то, что некоторые лабораторные исследования показывают, что концентрации МП около 100 частиц/литр уже могут негативно влиять на индивидуальные жизненно важные признаки определенных видов, пороговые значения для эффектов на уровне сообществ в природных экосистемах могут быть значительно выше. Многие исследования не фиксируют негативных последствий МП при экологически значимых концентрациях. Это указывает на необходимость дальнейших изысканий для более точной оценки рисков, создаваемых МП в реальных условиях, с учетом множества сопутствующих факторов стресса.

4. Заключение

Проведенное исследование демонстрирует сложный и неоднозначный характер воздействия МП на пресноводный зоопланктон, подчеркивая высокую степень неопределенности в оценке экологических рисков. Экспериментально установлено, что токсикологические эффекты МП сильно варьируют в зависимости от типа полимера. Из четырех протестированных видов МП статистически значимое негативное влияние на выживаемость *M. macrocopa* в острых опытах и на параметры жизненного цикла в хронических экспериментах оказал лишь полистирол (PS), в то время как частицы из

ПВХ, полиэтилена и полипропилена в использованном диапазоне концентраций не показали существенного отрицательного воздействия.

Ключевым источником неопределенности является сложность интерпретации полученных результатов. Наблюдаемые различия в токсичности между типами МП могут быть обусловлены их различным размерным распределением, формой частиц, химической природой полимера или их комбинацией. Например, наиболее токсичный PS имел наименьший размер частиц, однако именно в предпочитаемом зоопланктоном пищевом диапазоне (6-12 мкм) его доля была минимальной. Это противоречие указывает на потенциальную роль иных механизмов воздействия, таких как налипание частиц или химическое выщелачивание добавок, требующих отдельного изучения.

Наибольшая неопределенность связана с взаимодействием МП с другими загрязняющими веществами. Наши данные показывают, что эффект сочетанного воздействия критически зависит от трех факторов: (1) химической природы токсиканта (тяжелый металл, нефтепродукт, пестицид), (2) типа МП и (3) времени их взаимодействия до попадания в среду с тест-организмами. Направление эффекта (синергизм, антагонизм или его отсутствие) не было универсальным и непредсказуемо менялось в разных комбинациях. В частности, недельное кондиционирование МП с медью привело к полной детоксикации, в то время как для дизельного топлива эффект зависел от типа полимера, а для инсектицида наблюдалась тенденция к снижению токсичности для всех МП. Это свидетельствует о сложных и плохо прогнозируемых процессах сорбции/десорбции и трансформации поллютантов на поверхности МП, что не позволяет экстраполировать лабораторные данные на природные условия без дополнительных исследований.

Важно отметить, что пороговые концентрации, при которых были зафиксированы эффекты (LC_{50} ~73 000 частиц/мл для PS в остром опыте и 10 000 частиц/мл в хроническом), на несколько порядков превышают текущие фоновые концентрации МП в большинстве пресноводных экосистем. Это ставит вопрос об экологической релевантности многих лабораторных исследований, включая настоящее, и согласуется с противоречивостью литературных данных, где часть работ не выявляет значимых эффектов при экологически релевантных концентрациях.

Таким образом, полученные результаты подчеркивают высокую контекстную зависимость и неопределенность в оценке воздействия МП на гидробионтов. Для достоверного прогнозирования рисков необходимы дальнейшие целенаправленные исследования, сфокусированные на: выявлении конкретных физико-химических характеристик МП (размер, форма, тип полимера, возраст), определяющих его токсичность и сорбционный потенциал; изучении кинетики и механизмов взаимодействия МП с широким спектром поллютантов в условиях, максимально приближенных к природным; проведении долгосрочных мезокосмных экспериментов с экологически релевантными концентрациями МП и сложными многовидовыми сообществами для интегральной оценки последствий на уровне экосистемы.

Только учет этой многогранной неопределенности позволит перейти от констатации потенциальной опасности к реалистичной оценке экологических рисков, создаваемых микропластиком в пресноводных экосистемах.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (проект № 25-24-00163)

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Задереев Е.С., Губанов В.Г. 1996. Роль плотности популяции в индукции гамогенеза у *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera). Журнал общей биологии 57: 360–367.

Лопатина Т.С., Александрова Ю.В., Анищенко О.В. и др. 2020. Влияние растворов противогололёдной смеси на *Moina macrocopa* и *Allium cepa* в биотестовом эксперименте. Вестник Томского государственного университета. Биология 51: 162–178.

Amariei G., Rosal R., Fernández-Piñas F. et al. 2022. Negative food dilution and positive biofilm carrier effects of microplastic ingestion by *Daphnia magna* cause tipping points at the population level. Environmental Pollution 291: 118622. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118622

Botterell Z.L.R., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution 245: 98–110. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.065

Cole M., Lindeque P., Halsband C. et al. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environmental Science & Technology 47(12): 6646–6655. DOI: 10.1021/es400663f

Finnegan M.C., Baxter L.R., Maul J.D. et al. 2017. Comprehensive characterization of the acute and chronic toxicity of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam to a suite of aquatic primary producers, invertebrates, and fish. Environmental toxicology and chemistry 36(10): 2838–2848. DOI: 10.1002/etc.3846

Gunaalan K., Nielsen T.G., Torres R.R. et al. 2023. Is zooplankton an entry point of microplastics into the marine food web? Environmental science & technology 57(31): 11643–11655. DOI: 10.1021/acs.est.3c02575

Klasios N., Kim J.O., Tseng M. 2024. No effect of realistic concentrations of polyester microplastic fibers on freshwater zooplankton communities. Environmental Toxicology and Chemistry 43(2): 418–428. DOI: 10.1002/etc.5797

Langenfeld D., Bucci K., Veneruzzo C. et al. 2024. Microplastics at environmentally relevant concentrations in a large in lake mesocosm: Assessing zooplankton responses. Environmental Science & Technology 58(6): 3210–3221. DOI: 10.1021/acs.est.4c05327

Malinowski C.R., Searle C.L., Schaber J. et al. 2023. Microplastics impact simple aquatic food web dynamics through reduced zooplankton feeding and potentially releasing

algae from consumer control. Science of the Total Environment 874: 166691. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.166691

Mokry L.E., Hoagland K.D. 1990. Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. Environmental Toxicology and Chemistry 9(8): 1045–1051. DOI: 10.1002/etc.5620090811

Müller J.B., Melegari S.P., Perreault F. et al. 2019. Comparative assessment of acute and chronic ecotoxicity of water soluble fractions of diesel and biodiesel on *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*. Chemosphere 221: 640–646. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.01.069

Oskina N., Lopatina T., Anishchenko O. et al. 2019. High resistance of resting eggs of cladoceran *Moina macrocopa* to the effect of heavy metals. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 102: 335–340. DOI: 10.1007/s00128-018-2473-7

Ritz C., Streibig J.C. 2005. Bioassay Analysis Using R. Journal of Statistical Software 12(5): 1–22. DOI: 10.18637/jss.v012.i05

Yu S.P.Y., Cole M.C., Chan B.K. 2020. Review: Effects of microplastic on zooplankton survival and sublethal responses. In: Hawkins S. J., Allcock A. L., Bates A. E. et al. (Ed.), Oceanography and Marine Biology. CRC Press, pp. 351–393.

Zadereev E., Lopatina T., Ovchinnikov S. et al. 2023. Grazing rate and feeding selectivity of small and large bodied cladocerans in waters from lakes with different salinity and phytoplankton structure. Journal of Oceanology and Limnology 41: 1341–1351. DOI: 10.1007/s00343-022-2158-2

Zhao B., Tian W. 2024. Study on the Microplastics' Effect on the Life History of *Daphnia magna*. E3S Web of Conferences. EDP Sciences 598: 01011. DOI: 10.1051/e3sconf/202459801011