

Problems of quality assessment of highly colored water of Lake Onego urbanized tributary using hydrochemical, microbiological and toxicological indicators

Makarova E.M.*, Kalinkina N.M.

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Aleksander Nevsky Str., 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. The article presents the results for 2014–2015 of chemical, microbiological and toxicological studies of the water quality of the urbanized tributary of Lake Onego (the River Neglinka). The high anthropogenic load on the studied river was revealed. The runoff of storm water reached one third of the river runoff. The maximum excess of maximum available concentration in storm water for BOD₅ was 80–90-fold, for oil products – 50–60-fold, for suspended solids – 40-fold. The River Neglinka in the upper reaches (outside the urban area) is affected by a swampy catchment area. The chemical composition of the water (low pH values, high color index, COD_{Cr} and Fe_{tot}) reflected the influence of catchment area. The methodological problems were associated with identifying zones of anthropogenic impact against the background of the negative impact of natural factors on the water quality of the River Neglinka. In the calculation a modified specific combined water contamination index was used. This made it possible to determine zones of influence of the anthropogenic factor. Microbiological indicators (total bacterial abundant, total coliform bacteria, saprophytic bacteria) indicated a high degree of pollution of the River Neglinka and especially sanitary-indicative bacteria. The unsuitability of the River Neglinka for recreational use was revealed. Bioassay revealed the toxicity of the river water in the upper reaches. It was connected with the low pH due runoff of humic substances from swampy catchment area. The barrier role of groundwater, which led to an increase in the pH, and the complexing ability of humic substances, which reduced the bioavailability of heavy metals, stipulated non toxicity river water in urban areas. The study proved that the assessment of the quality of highly colored river waters is possible only with a comprehensive implementation of chemical, microbiological and toxicological studies.

Keywords: tributary of Lake Onego, urbanized area, chemical composition, bacterioplankton, total coliform bacteria, bioassay

For citation: Makarova E.M., Kalinkina N.M. Problems of quality assessment of highly colored water of Lake Onego urbanized tributary using hydrochemical, microbiological and toxicological indicators // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1399-1433. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399

1. Introduction

The deterioration of water quality has become a serious problem. As big cities continue to grow, the effect of human activities on urban river ecosystems increases (Liu et al., 2017; Kong et al., 2021; Zhang et al., 2021; Akhtar et al., 2024).

In Petrozavodsk (the capital of the Republic of Karelia), in recent decades, due to the increase in the amount of transport and active construction work, the impact of storm water runoff on the urbanized tributaries of Lake Onego has increased (Tekanova et al.,

2021; Makarova et al., 2022; Makarova et al., 2023). Assessing the current state of the urbanized tributaries is becoming relevant. However, regional features of the chemical composition of water (high color and iron content, low pH values, etc.) complicate the task of assessing its quality.

The unique features of Karelia's surface water are due to a humid climate and geomorphologic characteristics, such as low mean annual air temperature, excessive humidification, the exposure of old crystalline rocks and the multiple glaciations in the

*Corresponding author.

E-mail address: emm777@bk.ru (E.M. Makarova)

Received: July 10, 2024; **Accepted:** November 08, 2024;

Available online: December 25, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Quaternary Period (Lukashov, 2004; Tekanova et al., 2018). Therefore, the organic matter (OM), iron and nutrient concentrations, gas composition and pH of surface waters in the Karelian Hydrographic Province are highly variable. For instance, major ions content in surface water layers varies markedly (5–460 mg/L, median value 19 mg/L). Cations are dominated by Ca^{2+} , Mg^{2+} ions and lesser Na^+ . Anions contain hydrocarbonates and an abundance of organic acid anions. They dominate low-alkaline highly humic water (Lozovik, 2006; Lozovik, 2013). As the catchment area is highly paludified, the river water is rich in humic substances. This, in turn, is responsible for its high color, high total iron concentration and the acidic response of the medium. These factors may badly affect the biota of aquatic ecosystems (James, 1991a;b; Arvola et al., 2014; Tekanova et al., 2018).

The River Neglinka flows across Petrozavodsk, the capital of the Republic of Karelia. Based on the protocol of the Commission for the establishment of categories of objects of fishery importance and the characteristics of the extraction (catch) of aquatic biological resources living in them, the North-West Territorial Administration of the Federal Agency for Fisheries dated 11.04.2013 No. 3, the River Neglinka was assigned the highest category of fishery importance. It is heavily contaminated with storm water runoff and nutrients from the private sector, particularly during spring flood. The contaminated river flows into Petrozavodsk Bay of Lake Onego, a source of drinking water for the population.

The River Neglinka displays a mixed type of feeding. Surface feeding is controlled by snow melting and raining. The upper River Neglinka flows among bogs. In spring, its water is mixed with meltwater from the bogs. The flood plain, consisting of peat and sand, is paludified. These factors are responsible for the river's high water color (Fig. 1) (Borodulina, 2013; Karpechko, 2013).

Petrozavodsk is located in a subartesian basin, which includes the Kotlinsk water-richest aquifer overlain by a thick pile of Quaternary sediments, such as the Onegozero intermorainic aquifer and the ground water of glacial and lacustrine-glacial sandy and sandy-loamy deposits. These waters are exposed by springs (Krutskikh et al., 2016) what the supply of spring water

in the middle reaches of the River Neglinka (Andronikov et al., 2019). The supply of subsurface water provokes changes in total water major ions content downstream from 35 to 400 mg/L (Borodulina, 2013).

An essential problem in Karelia is assessment of the effect of human activities on the river water contaminated with an abundance of humic substances (a regional natural factor) responsible for an elevated water color. Therefore, it is important to separately assess the effect of both natural and anthropogenic factors on the quality of the River Neglinka water, because modern water quality classifiers are used mainly for assessing the influence of human activities on transparent-water bodies. Until recently, no seasonal studies have been conducted to assess river water quality and the effect on biota.

The aim of the present study is to assess the quality of the River Neglinka water from chemical, microbiological and toxicological indices taking into account regional features of the chemical composition of water.

2. Materials and Methods

2.1. Description of the study area

The River Neglinka is 14 km long. It varies in depth from 0.2–0.5 m at rapids to 1–3 m in moderately deep to deep slow portions of the river. Mean perennial runoff in the River Neglinka is 0.5 m³/s. The river's basin area is 46.1 km², mires make up 13%, and its ratio of lake surface to drainage area is less than 1% (Karpechko, 2013). The river has a mixed type of feeding. Surface feeding is dependent on snow melting and rain, while underground feeding is controlled by springs (Borodulina, 2013). The river is frozen in November–December and snow goes off in April–May. The river is similar in gradient to semi-mountain streams (7.6‰) (Slukovskii and Polyakova, 2017).

2.2. Sampling and analyses

Surface water samples were taken from May to November in 2014 and from May to October in 2015 in the various stretches of the river. Sampling stations were outside (st. N–1), and in (stations N–2 and N–3) the city boundaries (Fig. 2). The year 2014 saw a



Fig.1. General view of the River Neglinka. (a) mid-channel, (b) river mouth

spring flood period in May and a short flood period in September-October. In 2015 saw a spring flood period in May and other samples were taken in the low-water period (Fig. 3). Samples were taken from the surface water layer in the central portion of the current. The water was heated to a maximum of 15.0 °C in August 2014 and to 13 °C in June 2015 (Fig. 3).

In 2014, seven water samples were collected at each station to analyze the chemical composition of water to determine pH, color, chemical oxygen demand (COD_{Mn}), dissolved oxygen content, biochemical oxygen demand (BOD_5), nutrient content (NO_2^- , NO_3^- , TP, IP), including five samples (June–October) to determine oil products. In 2015, six water samples were collected at each station to determine pH, color, dissolved oxygen content, BOD_5 , COD_{Cr} , and total suspended solids (TSS). Nutrient content (total phosphorus (TP) and inorganic phosphorus (IP)) and Fe_{tot} were determined in five water samples (June–October), and oil products were determined in three samples (May, July, September).

2.3. Methods of chemical analysis

All samples were taken, kept and analyzed according to the Interstate standard “Water. General requirements for sampling” (State standard 31861-2012). The chemical parameters of water were assessed using standard analytical methods accepted in hydrochemical practices (Table 1). The results obtained were compared with the maximum allowable concentrations of contaminants in Russia’s water bodies used for commercial fishing (MAC) (On approval of..., 2023).

To indirectly calculate the abundance of humic substances in water, P.A. Lozovik (2013) suggested to use the index showing the humus content of water (Hum) calculated from the formula:

$$Hum = \sqrt{COL \times COD_{Mn}}, \text{ unit of humus content}$$

where, COL – color of water, degrees;

COD_{Mn} – permanganate consumption, mg O/L

2.4. Calculation of the specific combined water contamination index

The degree of contamination was calculated from chemical indices for the River Neglinka in 2015 according to «A method for combined assessment of surface water contamination from hydrochemical indices». The specific combined water contamination index (SCWCI) was calculated from chemical indices. In this method, a scalar value shows the degree of contamination (Guidelines 52.24.643-2002) assessed for all contaminants in any water body at the water sampling site over any time interval for any set of hydrochemical indices. The norms used are the MAC of contaminants for the water of water bodies used for commercial fishing (Table 1). These are the strictest (minimum) values from combined lists recommended for preparing information papers on surface water quality (Guidelines 52.24.643-2002). SCWCI shows how often MAC is exceeded. The worst water quality corresponds to the highest index value.

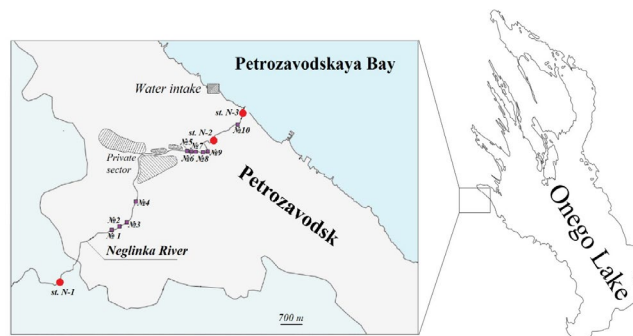


Fig.2. River location, three sampling (red circles) and storm water stations (No. 1–10) (purple squares) on the River Neglinka.

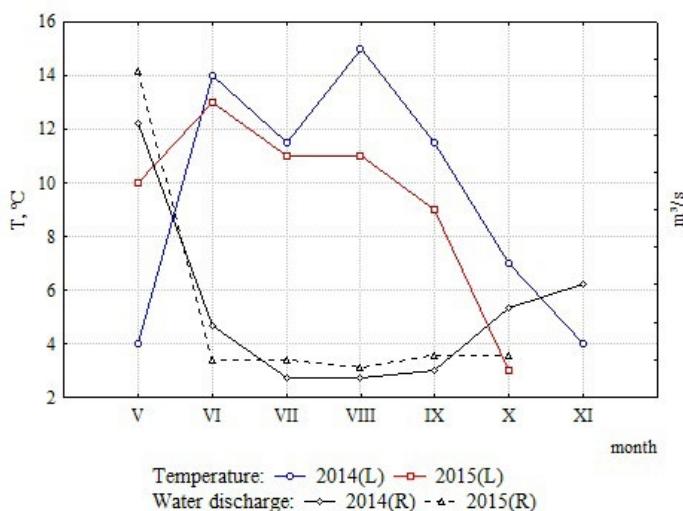


Fig.3. Water temperature and water discharge in the River Neglinka at sampling dates in 2014 – 2015; L – left axis, R – right axis

2.5. Methods for microbiological analysis

The total bacteria abundance (TBA) was assessed by direct calculation on black polycarbonate track membranes ($D_{pores} = 0.2 \mu m$) by Whatman on a luminescent microscope MIKMED-2 (magnification $\times 1600$) with preliminary staining of cells with acridine orange (Handbook of Methods..., 1993). Saprophytic bacteria (SB) were reared on fish-peptone agar (FPA) for 5–10 days at 22 °C (Kuznetsov and Dubinina, 1989). To identify of total coliform bacteria (TCB), a water sample was filtered through membrane filters ($D_{pores} = 0.45 \mu m$) and placed in Endo’s agarized medium and incubated for 24 hours at 37 °C. Incubation was followed by a cytochromoxidase test. Specific colonies, which have not changed their color, were calculated (Guidelines 4.2.3690-21).

The water quality was assessed based on microbiological indicators using the generally accepted “water quality indicator” in aquatic microbiology (Romanenko, 1985; Dzyuban, 2000), which reflects the proportion (%) of saprophytic bacteria in the total abundant of bacterioplankton (SB/TBA, %). The scale of this indicator is as follows: < 0.003 – especially clean; 0.003–0.03 – clean; 0.03–0.1 – slightly polluted;

Table 1. Methods of chemical analysis.

Parameters	Method adopted	MAC (Russian Standard)
pH	Potentiometric determination by glass electrode	6.5–8.5
Color, Cr-Co scale degrees	Photometric determination, $\lambda = 410$ nm	—
Fe _{tot} , mg/L	atomic absorption method with flame atomization	0.1
COD _{Mn} , mg O/L	Titrimetric determination in acidic media (Kubel method)	—
COD _{Cr} , mg O/L	Dichromate sulfuric acid oxidation of organic matter and titrimetric determination with ferroin	—
O ₂ , mg/L	standard Winkler method	> 6.0 during open water period
BOD ₅ , mg O ₂ /L	Determination by light-and-dark-bottle method using O ₂	< 2.1
TSS	Gravimetric determination, 0.45 μ m membrane filter	Background + 0.25
NO ₂ ⁻ , mg N/L	Spectrophotometric method with sulfanilamide and N-(1-Naphthyl)-ethylenediamine-dihydrochloride, $\lambda = 543$ nm	< 0.02
NO ₃ ⁻ , mg N/L	Reduction to NO ₂ – with a Cd-reduction column and determination as NO ₂ -N	< 9
IP, mg/L	Spectrophotometric method with ammonium molybdate and ascorbinic acid reduction to phosphatomolybdic heteropolyacid, $\lambda = 882$ nm	—
TP, mg/L	Oxidation of organic matter by K ₂ S ₂ O ₈ in acidic media and determination of PO ₄ -P	—
Oil product, mg/L	Infrared spectrometric method	0.05

Note. “—” – not standardized

0.1–0.3 – polluted; 0.3–3.0 – dirty; > 3.0 – especially dirty. For a correct assessment of water quality based on the total abundant of bacterioplankton in accordance with the scale of V.I. Romanenko (1985) (light microscopy), a factor of 2.06 was used to convert to the new method (epifluorescence microscopy) (Makarova et al., 2022).

2.6. Bioassay

Samples for chemical and microbiological analyses were taken in spring, summer and autumn. Water samples were taken from the River Neglinka for bioassay in the same time of year. In 2014, water samples for bioassay were taken at stations N–1, N–2 and N–3 (Fig. 2) in May, June, August, September, October and November (6 series of experiments, 18 water samples). In 2015, samples were taken at stations N–1, N–2 and N–3 in May, June, July and August (4 series of experiments, 12 water samples). River water samples were placed in 1-litre plastic bottles and delivered immediately to the laboratory.

The crustaceans *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (synonym of *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894) were used as a test organisms. This species was proposed for the first time as a test organism for assessing the toxicity of an water samples (Mount and Norberg, 1984). In 2008, the small planktonic crustacean *C. affinis* was taken for bioassay from a culture donated by the Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, and was then cultivated in the Laboratory of Hydrobiology at the Northern Water Problems Institute, KarRC, RAS (Kalinkina et al., 2013).

The crustaceans *C. affinis* were cultivated using groundwater of the following chemical composition: Na⁺ – 7–19 mg/L; K⁺ – 2–4 mg/L; Ca²⁺ – 12–24 mg/L; Mg²⁺ – 4–11 mg/L; HCO₃⁻ – 31–58 mg/L; Cl⁻ – 8–21 mg/L; SO₄²⁻ – 15–40 mg/L; total ion content 100–200 mg/L (Water Resources..., 2006). The pH of the groundwater varied from 8 to 8.3. The crustaceans placed in the culture were fed with the green alga *Chlorella vulgaris*.

Water samples from the River Neglinka were subjected to bioassay by methods recommended in Russia for monitoring water bodies (Zhmur, 1997; Methods for assessment of toxicity..., 2007) and in accordance with standard international toxicological methods (Oslo and Paris Commission, 1997; USEPA, 2002). Bioassay began after adjusting the temperature of river water samples to room temperature. Water temperature in 2014–2015 experiments varied with season from 18 to 25 °C. However, in each 2-day experiment water temperature in each series in different months varied from 0.5 to 1 °C. River water samples were subjected to bioassay under static conditions (static nonrenewable tests). In this experiment, test organisms were affected by the aquatic medium studied (river water) during the entire testing period without refreshing the aquatic medium. The experiment took 48 hours. Two-day-old crustaceans *C. affinis* were used. The experiments were replicated twice. Groundwater was used as a reference medium. Its chemical composition is shown above. The volume of the reference medium and that of the river water tested was 100 ml at each replication. Five crustaceans were placed in each bottle. The crustaceans were not fed during the experiments. At the end of each experiment the survival of the crustaceans

was assessed as the percentage of the final number of the survivors relative to their initial number. Besides, at the end of each experiment the general condition of the crustaceans was assessed from the activity of their movement in the bottle and the availability of juveniles in brood pouches.

2.7. Assessment of the anthropogenic load on the River Neglinka

The River Neglinka is contaminated by storm sewage from Petrozavodsk, gravity sewer systems, runoff from the residential area, runoff from a railway depot, etc. (State report..., 2000-2022).

According to the official data submitted by the Ecology Department of the Mayor's Office, the River Neglinka is contaminated by 10 storm runoffs (Fig. 2), reaching a volume of 0.004 km³/year and making up one-third of the total volume (0.013 km³/year) of the river runoff. Data on pollutants in storm water runoff are presented in Table 2.

In 2014, MAC for BOD₅ and oil products was exceeded in 9 runoffs out of 10 (Table 2). The multiplicity of MAC for BOD₅ was maximum (almost 80 times) in runoff no. 5. The amount of oil products was maximum (52MAC and 56MAC) in runoffs nos. 6 and 7, respectively. In runoffs nos. 5–10, MAC for TSS was exceeded. The excess of MAC (40- and 36-fold) was maximum in runoffs nos. 10 and 6, respectively. Norms for chlorides were not exceeded.

In 2015, storm water samples were taken from 9 runoffs, but runoff no.10 was not taken into account. BOD₅ was exceeded in 7 runoffs out of 9. Like in 2014, the multiplicity of MAC was maximum in runoff no.5 (94-fold MAC). Norms for oil products were exceeded in all runoffs. Maximum values (52 and 57 times, respectively) were shown by runoffs nos. 5 and 7. The amount of TSS was exceeded (1.9 times on the average) only in runoffs nos.1, 8 and 9. Norms for chlorides were not exceeded.

2.8. Statistical analysis

Median values for samples and the standard error were calculated as the statistical characteristics of the variability of chemical indices. Samples were compared and seasonal variations were revealed using nonparametric methods of statistics, such as Spearman's correlation coefficient and nonparametric Mann–Whitney U–Test. The confidence of the correlation coefficient was assessed using a confidence level of 0.05.

Links between the indices of hydrochemical were studied using the principal component analysis (PCA). This analysis, based on logarithmic indices, was performed to decrease the ratio of the size of the indices and to make their distribution as normal as possible (Shitikov et al., 2005). Major components with a variance of ≥ 1 and the effect of factors on features with relative values of $\geq |0.7|$ were accepted as significant (Korosov, 2007). The data obtained were processed statistically in the licensed package Statistica Advanced

10 for Windows Ru.

3. Results

3.1. Chemical composition of water

In river water Ca²⁺ and Na⁺ ion concentrations are 25.6 and 19.5 mg/L, respectively. The river water is of a hydrocarbonate-calcium type, based on ion composition, but during the summer-autumn season it changes its group from calcium to sodium (Sabylina and Efremova, 2017).

According to (Sabylina and Efremova, 2017), the chemical composition of the River Neglinka water is dominated for many years by such metals as iron and manganese. High Mn and Fe concentrations are due to a high regional background. Therefore, these metals are not regarded as contaminants (Lozovik and Platonov, 2005). Cu, Zn, Pb and Cd concentrations increase while the river flows across Petrozavodsk, occasionally exceeding MAC. Cu and Zn concentrations in the city were 3 and 20 times the concentrations in the suburbs (Sabylina et al., 2022).

All indicators were divided into two groups in analyzing the chemical composition of the water of the River Neglinka. The first group included indicators characterizing the influence of a swampy catchment area (natural factor): the concentrations of poorly mineralized humic substances (COD_{Mn}, COD_{Cr}), the water color and related chemical elements (mainly iron) and pH as an indicator of substances of acidic origin, including humic acids (Lozovik, 2013).

The second group included chemical indicators characterizing anthropogenic influence: various forms of mineral nitrogen and phosphorus, BOD₅ and oil products supplied with storm runoffs in the lower reaches of the river of Petrozavodsk. The concentration of oxygen in water reflects, on the one hand, the aeration of water in rapids areas of the river, and on the other hand, the consumption of oxygen for the destruction of easily mineralized OM. In our studies, we assessed oxygen as an index showing the anthropogenic impact related to

Table 2. Contaminants in storm runoff into the River Neglinka in October 2014 and in July 2015 in Petrozavodsk.

Data	MAC	October 2014	MAC	July 2015
		<u>Min – max*</u> M ± m		<u>Min – max</u> M ± m
TSS, mg/L	4.25	2–167 55 ± 20.4	23.75	4.1–192 69.9 ± 22.5
BOD ₅ , mg O ₂ /L	2.1	1.8–167 26.5 ± 15.8	2.1	0.58–198 28.8 ± 21.2
Oil product, mg/L	0.05	0.04–2.8 0.97 ± 0.32	0.05	0.1–2.88 1.21 ± 0.39
Chlorides, mg/L	300	4–72 25.2 ± 10.7	300	16.8–96 49.7 ± 18

Note. *Min – max are minimum and maximum values, M ± m is a mean value and a standard error. The MAC of total suspended solids (TSS) was calculated from data from the ecology department of the Petrozavodsk city administration data in 2014; 2015 – own data.

the supply of storm runoff carrying an abundance of OM.

3.1.1. Chemical indices showing the natural composition of water in the River Neglinka in 2014–2015

Data obtained in 2014 show that the water samples taken throughout the entire River Neglinka are highly humic (mesopolyhumic subclass) (Lozovik, 2013).

In the suburban stretch of the River Neglinka affected by mire water, high concentrations of OM of humic origin calculated from COD_{Cr} were provoked by high water color and total iron concentration values (Table 3). A 12–51-fold excess of MAC for Fe_{tot} was revealed.

In the urban stretch of the river, where total river runoff is diluted by subsurface water (Andronikov et al., 2019), COD_{Cr} decreased. OM concentration declined, as did the water color (Table 3). Fe_{tot} decreased down the

river, where MAC was exceeded 7–50-fold due to its partial precipitation on the bottom.

3.1.2. Chemical indices of man-provoked water contamination in the River Neglinka

The concentration of easily mineralized substance, calculated from BOD_5 in the suburban stretch of the river, was only 1.5 times the MAC for two years. As an abundance of easily mineralizable OM was supplied with storm water runoff (Table 2), BOD_5 in the urban stretch of the river channel was two times the MAC (Table 3).

In 2014, high oxygen concentration along the river channel varied slightly. In 2015, water-dissolved oxygen concentration declined, as did the oxygen saturation of water. A decline in the oxygen saturation of water took place at station N–2. It was due to the supply of nutrients identified by BOD_5 into the river water with storm runoff upstream from the sampling station and terrigenous and overland runoff.

Table 3. Chemical composition indices of water in the River Neglinka in 2014–2015.

Data	2014			2015		
	upper stretch of the river	urban sites		upper stretch of the river	urban sites	
	st. N–1	st. N–2	st. N–3	st. N–1	st. N–2	st. N–3
pH	<u>4.5–6.6</u> 5.6 ± 0.4	<u>6.6–7.7</u> 7.2 ± 0.2	<u>6.9–7.9</u> 7.4 ± 0.2	<u>4.3–5.2</u> 4.5 ± 0.3	<u>6.5–7.7</u> 7.0 ± 0.3	<u>6.6–7.8</u> 7.4 ± 0.3
Color, degrees	<u>98–410</u> 177 ± 76	<u>21–286</u> 129 ± 39	<u>29–230</u> 66 ± 37	<u>270–384</u> 349 ± 32	<u>34–283</u> 146 ± 36	<u>64–261</u> 93 ± 13
Fe_{tot} , mg/L	n.d.	n.d.	n.d.	<u>1.2–5.1</u> 2.7 ± 0.4	<u>1.1–4.0</u> 2.1 ± 0.3	<u>0.7–2.8</u> 1.4 ± 0.2
COD_{Mn} , mg O/L	<u>9.37–12.69</u> 10.34 ± 0.84	<u>9.1–11.2</u> 10.1 ± 0.4	<u>9.4–11.1</u> 10.3 ± 0.5	n.d.	n.d.	n.d.
Hum, units	<u>30–64</u> 44 ± 9	<u>14–57</u> 34 ± 8	<u>18–50</u> 25 ± 6	n.d.	n.d.	n.d.
COD_{Cr} , mg O/L	n.d.	n.d.	n.d.	<u>33.7–47.2</u> 39.3 ± 3.6	<u>20.3–46.8</u> 27.6 ± 3.3	<u>12.5–40.4</u> 20.4 ± 4.6
O_2 , mg /L	<u>7.9–11.2</u> 9.9 ± 0.7	<u>8.4–11.0</u> 9.7 ± 0.6	<u>8.8–10.7</u> 9.8 ± 0.6	<u>7.6–9.5</u> 8.2 ± 0.3	<u>5.6–9.8</u> 6.2 ± 0.9	<u>8.7–10.5</u> 9.4 ± 0.3
% of O_2 saturation	<u>71–87</u> 79 ± 4	<u>79–92</u> 84 ± 3	<u>82–90</u> 86 ± 2	<u>62–71</u> 68 ± 2	<u>51–77</u> 56 ± 6	<u>78–92</u> 80 ± 2
TSS, mg/L	n.d.	n.d.	n.d.	9–92 27 ± 7	6–97 16 ± 6	4–120 16 ± 5
BOD_5 , mg O_2 /L	<u>1.4–3.4</u> 1.7 ± 0.4	<u>2.4–6.0</u> 3.5 ± 0.9	<u>2.9–6.6</u> 3.4 ± 0.7	<u>0.9–1.6</u> 1.0 ± 0.1	<u>1.1–6.4</u> 5.0 ± 1.5	<u>2.0–5.3</u> 2.3 ± 0.4
NO_2^- , mg N/L	<u>0.009–0.024</u> 0.016 ± 0.004	<u>0.026–0.254</u> 0.198 ± 0.065	<u>0.027–0.243</u> 0.149 ± 0.05	n.d.	n.d.	n.d.
NO_3^- , mg N/L	<u>0.035–0.26</u> 0.21 ± 0.06	<u>0.41–1.12</u> 0.59 ± 0.1	<u>0.33–2.89</u> 0.67 ± 0.61	n.d.	n.d.	n.d.
TP, µg P/L	<u>19–44</u> 26 ± 6	<u>54–197</u> 103 ± 30	<u>46–211</u> 132 ± 39	<u>42–162</u> 85 ± 19	<u>106–339</u> 166 ± 31	<u>128–319</u> 217 ± 44
IP, µg P/L	<u>10–42</u> 25 ± 5	<u>49–191</u> 98 ± 27	<u>33–205</u> 117 ± 38	<u>4–31</u> 18 ± 6	<u>39–273</u> 148 ± 46	<u>117–209</u> 160 ± 20
Oil product, mg/L	0.03* (September, October)	0.37* (August)	0.05* (October)	0.05* (September)	0.34* (September)	0.04* (September)

Note. Min–max is in above the line; a median value and a standard error are in below the line; “n.d.” = no data; * – shows maximum oil product concentration.

Nitrite concentration in the suburban stretch of the river was generally low, except for two cases when it was 1.2 times the MAC. The amount of nitrites in the urban stretches of the river increased by one order of magnitude, so MAC was exceeded eight-fold over the entire study area.

Nitrate concentration in the river water was markedly below MAC. Nitrate concentration was almost three times the original value on crossing the urban area (Table 3). Our data on the concentration of the inorganic forms of nitrogen in the river are consistent with those obtained by other workers, who took samples from the river in the same period (Dzyubuk and Klyukina, 2015).

Total phosphorus (TP) concentration in 2014 was much lower than in 2015 due to weather conditions, because the year 2014 was drier than 2015. The supply of TP with storm water runoff and runoff from the private sector was responsible for its increased concentration in the river water in the urban area. The data we obtained on the concentration of TP and IP in the river water are consistent with the data of Sabylina and Efremova (2017).

The bulk of inorganic phosphorus (IP) in the water of the River Neglinka is of anthropogenic origin, as indicated by its high percentage (28–98% of total concentration). The study of Karelia's water bodies shows that if inorganic phosphorus concentration in water makes up over 10% of total phosphorus concentration form, then its presence is due to anthropogenic contamination (Zalicheva and Volkov, 1994; Lozovik, 2017).

Oil product concentration in the upper reaches of the River Neglinka did not exceed the critical value of 0.05 mg/L for two years of studies. At station N–2, MAC for oil products was twice as high over the entire study area in 2014, reaching maximum concentrations upon a seven-fold excess of MAC. This happened because there is a railway depot at some distance from station N–2 and because stormwater runoffs with high oil product concentrations are present (Section 2.7). At station N–3, oil product concentration decreased to 0.04 mg/L. Oil products become less abundant towards the river mouth, because they are partially precipitated on the bottom, because they are oxidized due to the rapids and because they are utilized by microbiocenoses. In 2015, a 7-fold excess of MAC for oil products once took place at station N–2 in the urban stretch of the river.

The concentration of TSS in the river water was maximum in the suburban stretch of the river. Although TSS in the urban stretch of the river is supplied together with storm water runoff, they are less abundant in the river water than in the suburban area because they are partially precipitated on the bottom.

3.1.3. Analysis of the structure of relationships between chemical indicators

The principal component analysis (PCA) was used to analyze the structure of relationships between chemical indicators which determined by regional natural and anthropogenic factors. The principal component analysis (PCA) is a method used for reducing the size of feature space with a minimum loss of useful

information and for revealing groups of objects differing in correlation strength from each other.

When analyzing the results of PCA obtained in 2014, the first three principal components make up 81% of the total variability of water composition indices for the River Neglinka. A significant contribution to PC1 was made by pH, the oxygen saturation of the water and nutrient matter (NO_2^- , NO_3^- , TP, IP), BOD_5 in the water, contribution to PC2 by water-dissolved oxygen and COD_{Mn} , and contribution to PC–3 by the water color (Table 4). The diagram showing the distribution of PC1 and PC2 values (Fig. 4a) the objects are divided into two main groups. Two right quadrants contain samples taken at the suburban station in all months of monitoring. Located in two left quadrants are samples taken at urban stations during the entire monitoring period. On the diagram showing the distribution of PC1 and PC3 values (Fig. 4b) the objects are also split up into two main groups: two right quadrants contain samples taken at the suburban station in all months of monitoring; located in two left quadrants are samples taken at urban stations. The position of the stations on the diagrams indicates the well-defined spatial heterogeneity of river portions due to the effect of bog water in the upper reaches of the River Neglinka, where the lowest pH values and high water color indices were found, as well as the supply of underground water, which neutralizes water in the urban area. Therefore, high pH values, the low water color, the heavy nutrient matter contamination and high mineralized OM concentration in water of the river (Table 3) are characteristic of the urban stretches of the River Neglinka. The seasonal variability of the background and urban stretches of the river is poorly defined, in contrast to considerable differences in their chemical composition.

The use of PCA for data on the chemical composition of the water of the River Neglinka obtained in 2015 has shown that the first three main components reflect 83% of the total variability of the features. The

Table 4. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2014.

	PC1	PC2	PC3
pH	-0.9	-0.1	-0.1
Color	0.5	0.1	-0.7
O_2	0.0	0.8	0.5
% of O_2 saturation	-0.7	-0.1	0.2
COD_{Mn}	0.3	0.8	-0.1
BOD_5	-0.7	0.5	-0.4
NO_2^-	-0.8	0.1	-0.1
NO_3^-	-0.8	0.2	0.3
TP	-1.0	0.0	-0.2
IP	-0.9	0.0	-0.2
Eigenvalue	5.2	1.7	1.2
% in total variance	52	17	12

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

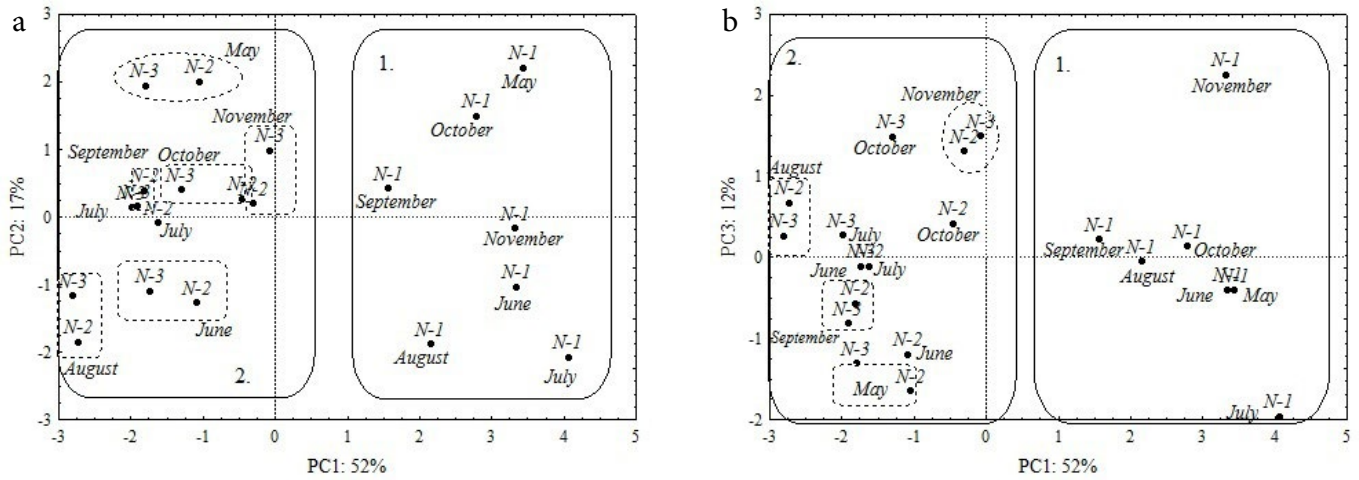


Fig.4. Biplots showing the ordination of the first and second (a) and the first and third (b) principal components of the chemical characteristics of the river water in 2014. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban stretches.

water color, pH, COD_{Cr} and phosphorus concentration contributed markedly to PC1, oxygen concentration in the water and the oxygen saturation of the water contributed to PC2 and the concentration of TSS in the water contributed to PC3 (Table 5). The positions of the stations on the plot showing the distribution of PC1 and PC2, and PC1 and PC3 values show the spatial heterogeneity of the river stretches revealed in 2014 from hydrochemical indices (Fig. 5a, b): the upper stretch is affected by bog water, which decreases the pH of the water, increases its color and displays elevated COD_{Cr}. The urban stretches of the river are characterized by the supply of groundwater, which neutralizes the river water, and contamination by phosphorus compounds discharged from the residential area (Table 3). The oxygen concentration and percentage of water saturation with oxygen were each a part of the principal component due to a strong correlation between these indices showing variations in oxygen in the water provoked by seasonal variations.

Thus, the ordination of stations in the axes of the main components is associated with the influence of wetlands in the upper reaches and groundwater in

Table 5. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2015.

	PC1	PC2	PC3
pH	-0.9	0.1	-0.1
Color	0.9	0.1	0.0
O ₂	0.0	1.0	0.0
% of O ₂ saturation	-0.3	0.9	0.3
COD _{Cr}	0.7	-0.5	-0.1
BOD ₅	-0.6	-0.6	0.0
TSS	-0.1	-0.2	0.9
TP	-0.8	-0.1	-0.2
IP	-0.8	-0.1	-0.4
Fe _{tot}	0.6	0.2	-0.6
Eigenvalue	4.4	2.4	1.5
% in total variance	44	24	15

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

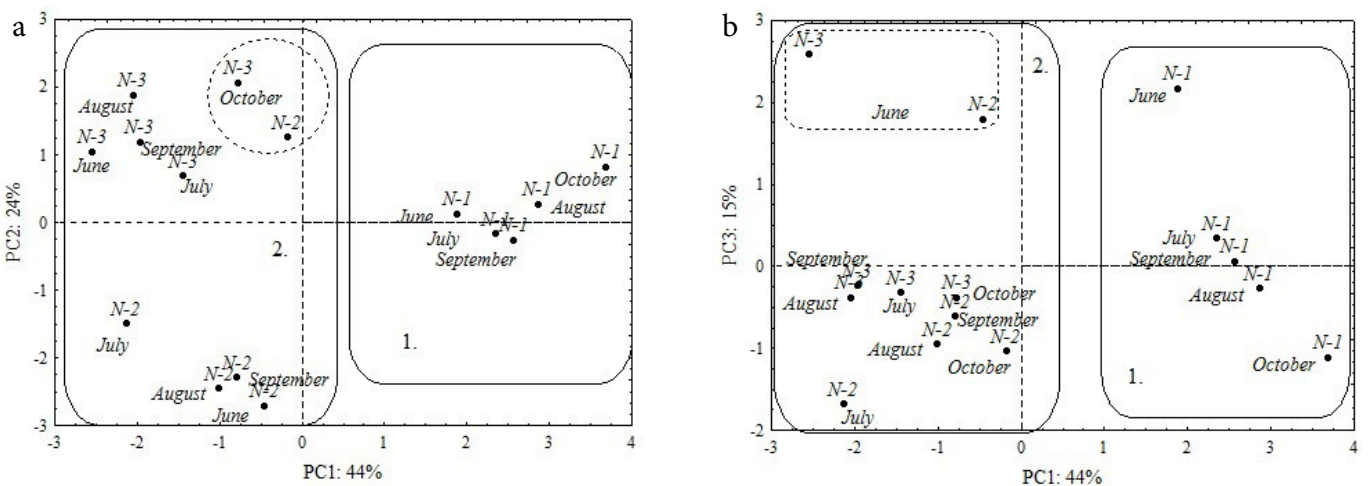


Fig.5. Biplots showing the ordination of the first and second (a) and the first and third (b) main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2015. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

the middle reaches of the river. These factors determine the change in chemical indicators characterizing the regional features of river waters (pH, color). At the same time, the use of the PCA revealed a significant role of the anthropogenic factor in the ordination of stations (phosphorus input from urban areas). In general, the results of the statistical analysis illustrate the combined influence of two factors (natural and anthropogenic) on the chemical composition of water, which determines methodological problems in assessing the quality of highly colored waters of the River Neglinka.

It was of interest to consider the classification of stations on the River Neglinka taking into account data only on anthropogenic pollution. For this purpose, the indicators reflecting the influence of natural factors (pH, color, COD_{Mn} , COD_{Cr} , Fe_{tot}) were excluded from the initial data sets for 2014 and 2015. The results of the PCA are presented in Tables 6 and 7 and Figs. 6 and 7. In both 2014 and 2015, the first principal components reflected the influence of the anthropogenic factor, namely the influx of nutrient matter and easily mineralized OM (Tables 6 and 7). The correlation of the used indicators reflects their origin associated with storm water. The ordination of stations in the axes of the two principal components clearly showed their division into background and urban areas. Thus, the exclusion of the characteristics of the chemical composition determined by the influence of the regional natural factor from the general data set substantiated the need to assess the water quality of the River Neglinka only according to indicators reflecting the influence of anthropogenic factors.

3.2. Microbiological indices

The distribution of the total bacteria abundance (TBA), saprophytic bacteria (SB) and total coliform bacteria (TCB) for both years of studies at three stations on the River Neglinka is shown in Table 8 and Fig. 8. All the indices varied considerably along the river channel. TBA, SB and TCB showed low indices against those at background station N-1, increasing at urban stations (Table 8 and Fig. 8). The upper stretches of the river flow in a forested area. In the urban area, the river water is contaminated by stormwater runoff, terrigenous runoff from the city and runoff from the private sector. This combined effect of point and scattered sources of contamination may provoke high TBA, SB and TCB concentrations at stations located in the urban stretches of the river (Fig. 8). The highest abundance was characteristic of station N-2 presumably due to the discharge of storm water runoff upstream from the sampling station (Fig. 2) and the influence of the private sector.

TBA, SB and TCB were more abundant in 2014 presumably because the water was heated better (Fig. 3). Many scientists note that the growth of bacteria is often dependent on water temperature (Rheinheimer, 1977; Lee et al., 2016; Seo et al., 2019), but we have failed to find significant correlation between the growth of bacterioplankton and water temperature due to the river's morphology affected by the high velocity of currents,

Table 6. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2014 without indicators characterizing the influence of natural factors (pH, color, COD_{Mn}).

	PC1	PC2
O_2	-0.1	-1.0
% of O_2 saturation	-0.7	-0.1
BOD_5	-0.8	-0.2
NO_2^-	-0.8	-0.1
NO_3^-	-0.8	-0.2
TP	-1.0	0.2
IP	-0.9	0.3
Eigenvalue	4.2	1.15
% in total variance	60	16

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

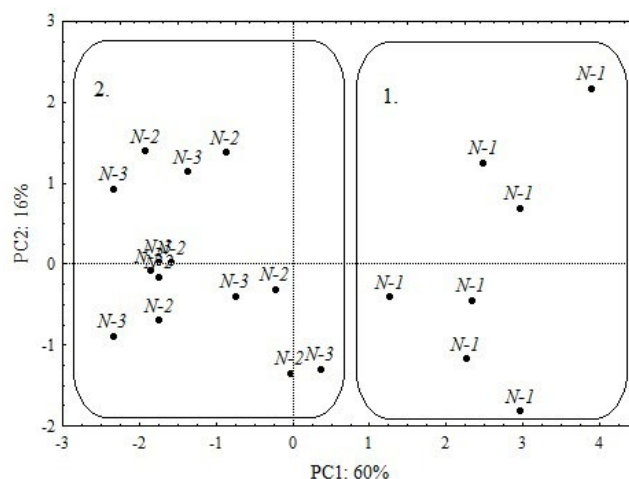


Fig. 6. Biplots showing the ordination of the first and second main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2014 without indicators characterizing the influence of natural factors. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

shallow depth and the strong impact of the anthropogenic factor.

Nonparametric Mann-Whitney U-Test showed statistically significant differences in the quantitative indices of the suburban stretch of the river relative to urban stations N-2 and N-3 (Table 9). Comparison of the urban stations between each other showed that in 2014 station N-2 was statistically different from station N-3 only in TBA indices and in 2015 in the abundance of SB and TCB.

It is clear from Fig. 9 that the growth of bacterioplankton is characteristic of the summer season, when water temperature rises (Fig. 3), and in the autumn season, when precipitation increases, contributing to the washing-out of contaminants from the residential area. Earlier studies confirm the increasing abundance of bacteria in the summer and autumn seasons due to the inflow of contaminants with precipitation, which took place on the eve of sampling (Timakova, 2013;

Tekanova et al., 2015), as confirmed by the results of the present study.

The indices of bacterioplankton in a seasonal aspect poorly correlated between each other due to the pattern of OM supplied from point and scattered sources. Spearman's correlation coefficient for 2014 data was significant between TBA and TCB at station N-2 (0.86) and at station N-3 (0.86). For 2015 data, Spearman's correlation coefficient was significant for SB and TCB at station N-3 (0.81).

3.3. Results of bioassay of River Neglinka water

In 2014 and 2015 experiments, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* in the reference medium by the end of the experiments was 100%. Only in one case (in one replication out of two), in May 2014, by the end of a 48-hour experiment 4 crustaceans out of 5 had survived and in other experiment 5 crustaceans had survived (average survival rate was 90%). In all series of experiments, control animals moved actively in the water at the end of each experiment, and juveniles were in their brood pouches, indicating that the *C. affinis* culture, used in the experiment, was in good condition.

In river water samples, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* varied from 0 to 100% by the end of 2-day experiments (Fig. 10). The recurrence of the results in two replications was complete in all series of experiments, except for one case, when a minor deviation between replications was revealed. In May 2014, when a water sample from station N-2 was tested, 5 animals in one replication survived, while in other replication 4 animals survived (mean survival rate was 90%).

The most toxic water samples with lowest survival rate indices of the crustaceans *C. affinis*, up to their complete death in both 2014 and 2015 were revealed in water samples from station N-1 (Fig. 10 a). This station is located in the upper reach of the River Neglinka, in the reference area of the river situated outside Petrozavodsk and unaffected by human activities. In 2014, crustaceans in water samples from station

Table 7. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2015 without indicators characterizing the influence of natural factors (pH, color, Fe_{tot} , COD_{Cr}).

	PC1	PC 2
O ₂	0.5	0.8
% of O ₂ saturation	0.4	0.9
BOD ₅	-0.9	-0.0
TSS	0.2	-0.5
TP	-0.8	0.4
IP	-0.8	0.5
Eigenvalue	2.4	2.0
% in total variance	40	34

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

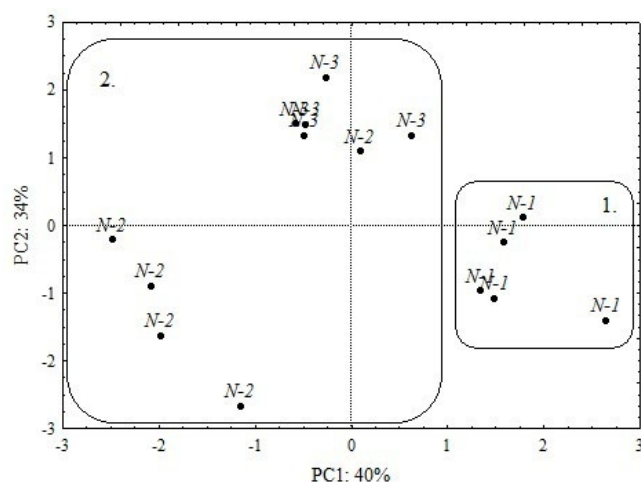


Fig.7. Biplots showing the ordination of the first and second main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2015 without indicators characterizing the influence of natural factors. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

Table 8. Microbiological indices

Data	2014			2015		
	upper stretch of the river	urban sites		upper stretch of the river	urban sites	
	st. N-1	st. N-2	st. N-3	st. N-1	st. N-2	st. N-3
TBA, ·10 ⁶ c/ml	<u>0.6–4.02</u> 0.97 ± 0.42	<u>1.10–18</u> 5.7 ± 2.75	<u>0.85–5.26</u> 3.53 ± 0.79	<u>0.42–1.78</u> 1.15 ± 0.35	<u>3.04–7.46</u> 3.49 ± 0.72	<u>1.57–5.21</u> 2.78 ± 0.7
SB, ·10 ³ CFU/ml	<u>0.15–3.96</u> 1.22 ± 0.82	<u>1.8–196</u> 70.6 ± 53.8	<u>6.1–28</u> 13.5 ± 3.47	<u>0.03–0.24</u> 0.1 ± 0.02	<u>0.1–45.9</u> 20.6 ± 11.8	<u>0.18–3.0</u> 0.78 ± 0.24
TCB, ·10 ³ CFU/L	<u>0.33–389</u> 15 ± 21	<u>130–6400</u> 3545 ± 1486	<u>111–1464</u> 464 ± 267	<u>1.22–40.67</u> 9.61 ± 5.64	<u>300–1324</u> 593 ± 218	<u>38.4–225</u> 75 ± 23
SB/TBA, %	<u>0.04–1.03</u> 0.2 ± 0.14	<u>0.33–6.79</u> 1.2 ± 1.76	<u>0.36–6.77</u> 1.0 ± 0.25	<u>0.004–0.08</u> 0.01 ± 0.01	<u>0.007–2.08</u> 0.8 ± 0.49	<u>0.02–0.26</u> 0.05 ± 0.01

Note. Min–max is in above the line; a median value and a standard error are in below the line.

N-1 died completely in May, June and November. In August, September and 2014, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* in river water samples from the reference area increased to 80–100%. In 2015, a lethal effect in water samples from station N-1 took place throughout the entire study period from May to August (Fig. 10a).

An entirely different toxicological situation took place at stations N-2 and N-3, located at the urban stretches of the river and affected by human activities. The results of bioassay in 2014–2015 show that the survival rate of test-objects in river water from stations N-2 and N-3 was 100% (Fig. 10b,c). Only in one case (May 2014, a river water sample from station N-2) the survival rate of the crustaceans declined slightly to 90%. The high buoyancy of the crustaceans and the filling of their brood pouches with juveniles indicated that the animals were in good state at the end of a 2-day experiment on bioassay of river water at stations N-2 and N-3. Thus, water samples taken from two urban stretches of the river, showed no acute toxic effect on the crustaceans *C. affinis* in all seasons for two years.

4. Discussion

4.1. Quality of water from the River Neglinka, as shown by chemical indices

As shown by the analysis of chemical data using the PCA (Section 3.1.3), the main problem of assessing the quality of water in the River Neglinka by chemical indicators is the influence of the anthropogenic factor (TP, IP, BOD₅) against the background of the impact of the regional natural factor (color, pH). Two factors made a significant contribution to dividing the stations into two groups - stations located in the background area (the first group) and stations located in urban areas (the second group).

For differentiated assessment of the influence of two factors, the SCWCI calculation was performed using two sets of data. In this case, when calculating the index, data for 2015 were used, when the widest range of chemical indicators was obtained. At the first stage, the SCWCI calculation was performed using the entire set of chemical indicators. The calculations showed that along the entire length of the River Neglinka, the water at the studied stations is characterized by an increased level of pollution, which was associated both with indicators reflecting anthropogenic load and with indicators associated with the impact of the swampy catchment area (pH, Fe_{tot}) (Table 10).

According to literature (Borodulina, 2013; Borodulina et al., 2020), the high Fe_{tot} content and low pH values in the water of the River Neglinka reflect the influence of regional natural factors. In this regard, at the second stage, the indicators characterizing the influence of the regional natural factor were excluded from the SCWCI calculations, in accordance with Guidelines 52.24.643-2002. New calculations showed that the water of the River Neglinka in the upper reaches corresponds to “clean waters”, while during transit through the city of Petrozavodsk, the status of the water changes sharply to “polluted”. Thus, a new

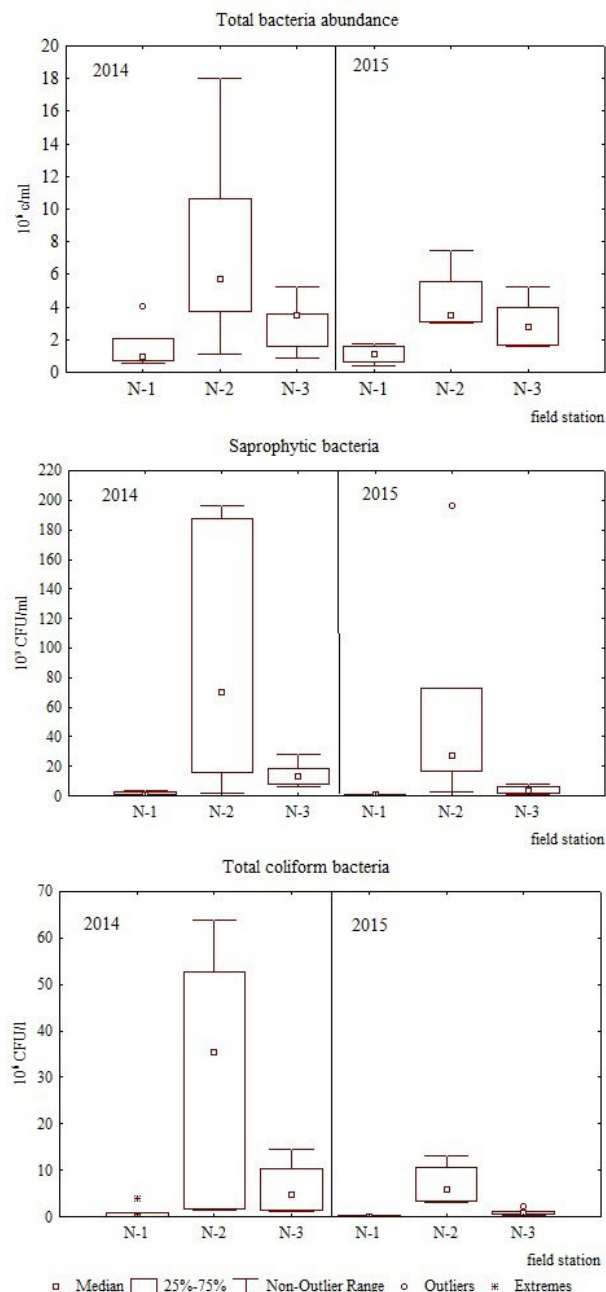


Fig. 8. Spatial distribution of TBA, SB and TCB at the River Neglinka stations in 2014 and 2015.

Table 9. Significance levels of Mann–Witney’s U-criterion between the suburban and urban stretches of the River Neglinka in 2014–2015.

Data	suburban / urban		urban
	st. N-1 / st. N-2	st. N-1 / st. N-3	st. N-2 / st. N-3
2014			
TBA	0.006	0.110	0.035
SB	0.006	0.002	0.085
TCB	0.004	0.006	0.142
2015			
TBA	0.004	0.016	0.200
SB	0.004	0.004	0.020
TCB	0.004	0.006	0.004

Note. Shown in bold type are the loads of features with a valid contribution ($p < 0.05$).

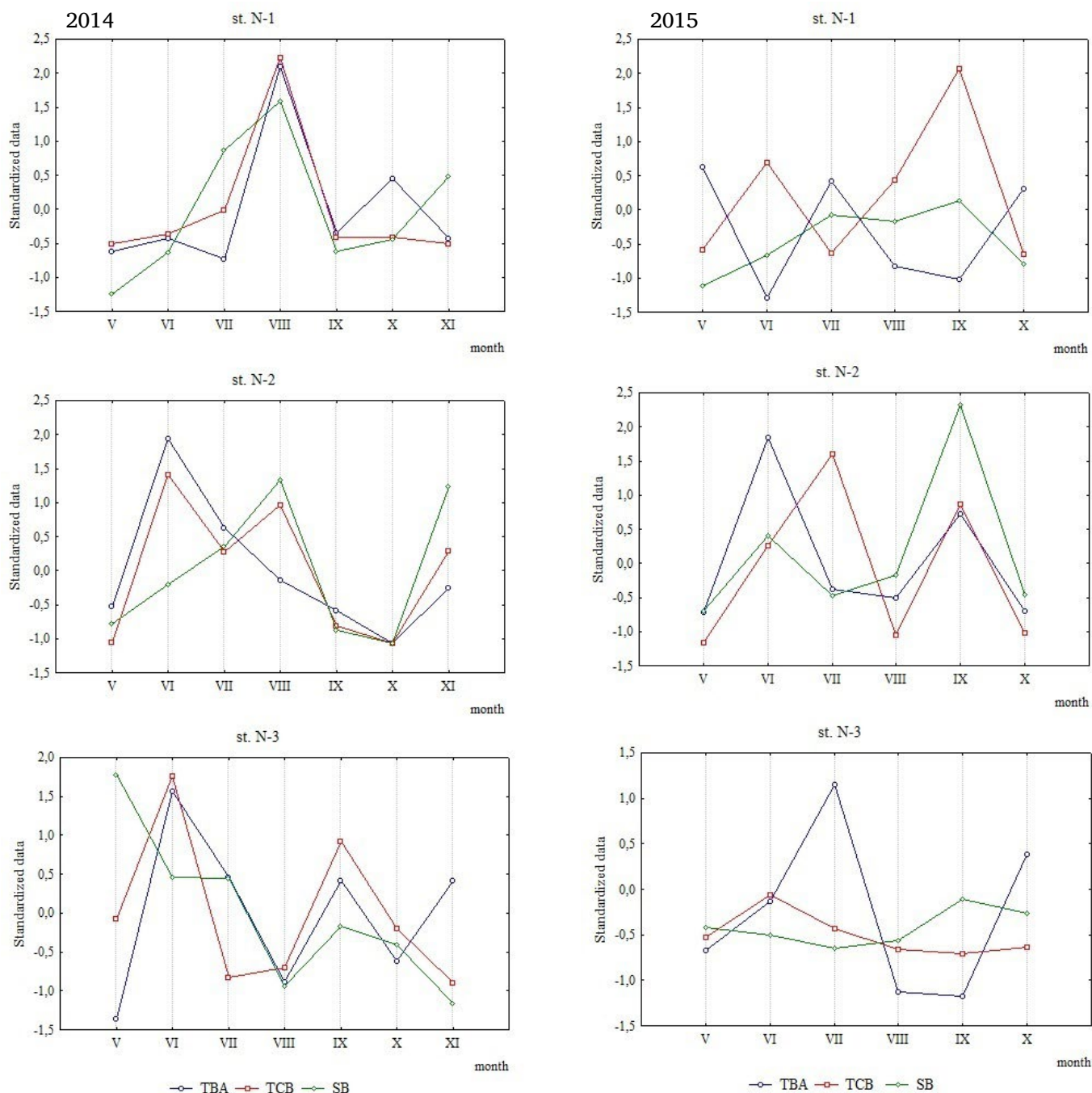


Fig.9. Seasonal distribution of TBA, TCB and SB at the River Neglinka stations in 2014 and 2015.

assessment of water pollution was obtained, which made it possible to more accurately identify anthropogenic altered area of the River Neglinka and the degree of their pollution (Table 10).

4.2. Quality of water from the River Neglinka, as shown by microbiological indices

The problem of assessing the quality of highly colored waters based on microbiological indicators is associated with the currently poorly studied effect of humic substances on bacteria. Humic substances, in turn, have a complex effect (both stimulating and depressing) on bacterioplankton, an essential indicator of water quality (Visser, 1985; Tranvik and Höfle, 1987; Jones et al., 1988). In most biological classifications, the influence

of human activities on water bodies is assessed without taking into account regional features (Drachev, 1964).

To solve the problem of bioindication of water quality with a high content of humic substances, in previous studies (Makarova et al., 2023), using the example of 12 tributaries of Lake Onego the structure of links between the chemical (pH, water color, COD_{Cr} , BOD_5 , Fe_{tot} , % of O_2 saturation, TSS and TP) and microbiological (TBA, heterotrophic bacteria, SB, total microbial number, TCB, phenol-oxidizing bacteria, hydrocarbon-oxidizing bacteria) parameters were studied. It has been proved that microbiological indices are highly correlated with BOD_5 and not correlated with indices showing the effect of a paludified catchment (pH, water color, COD_{Cr}). Thus, our analysis has confirmed the applicability of generally accepted classifications to assessment of water quality in anthropogenically

affected highly color tributaries from microbiological indices.

According to the bioindication of water quality of the River Neglinka (Table 8) that the background stretch of the River Neglinka was contaminated in 2014 and was clean in 2015, as indicated by median SB/TBA indices. Water at station N-2 was assessed as dirty in both years of studies, as indicated by median values, as dirty at station N-3 in 2014 and as contaminated in 2015. In 2014, the abundance of bacterioplankton was higher than in 2015 (Fig. 8) presumably because samples were taken after precipitation responsible for the supply of bacteria from the residential area.

Median TCB values (Table 8) exceeded sanitary norms of 5000 CFU/L for recreation zones. For instance, the excess was 2–3 times the normal value in the background stretch of the river, 119–709 times the norm at station N-2 and 15–93 times the norm at station N-3. This excess of sanitary norms for TCB is the reason for a great concern of the local population.

Thus, assessment of water quality assessed from microbiological indices has shown that the river is not good for recreation and that its water should be decontaminated because the river flows into Lake Onego near the city's water intake facility. The urgency of improving the environmental situation in the catchment area is increased by the fact that the mouth of the River Neglinka is located near the drinking water intake for the population of Petrozavodsk.

4.3. Assessment of water toxicity

Bioassay of water from the River Neglinka, an urbanized tributary of Lake Onego, has revealed a controversial situation. River water samples, taken from the reference uncontaminated stretch of the river, were found to be highly toxic for the crustaceans *C. affinis*. However, river water samples from stations located in the big City of Petrozavodsk, where many contamination sources are concentrated, showed no toxic effect on crustaceans in two-day experiments.

To explain this discrepancy, we used data on the chemical composition of Neglinka River water, particularly, evidence for the active response of the medium (pH) and the water color. We found that river water from station N-1, which had a lethal effect on the crustaceans, had a very low pH value. In 2014, pH values were minimum (4.3–5.4) in May, June and November

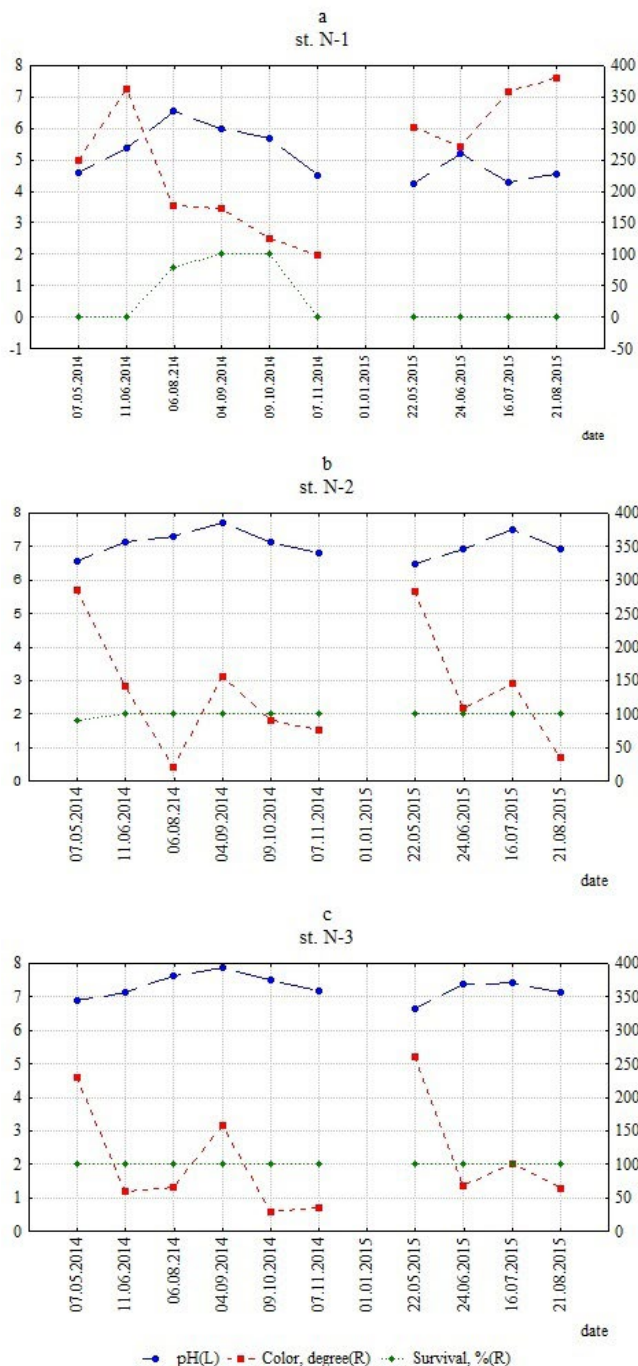


Fig.10. Interannual (2014–2015) and seasonal dynamics of the survival rate indices of the crustaceans *C. affinis* in water samples from the River Neglinka, pH value and the water color at stations N-1 (a), N-2 (b) and N-3 (c); L – left axis, R – right axis.

Table 10. Contamination pattern and SCWCI values from normalized indices for the River Neglinka.

	SCWCI	Characteristics of the state of water pollution	Indicators exceeding MAC
Taking into account all the studied hydrochemical indicators			
St. N-1	3.25	3b, very polluted	pH, Fe _{tot}
St. N-2	5.44	4a, dirty	Fe _{tot} , O ₂ , BOD ₅ , IP, oil product, TSS
St. N-3	3.67	3b, very polluted	Fe _{tot} , BOD ₅ , IP, TSS
Without taking into account regional natural hydrochemical indicators			
St. N-1	0	Conditionally clean	—
St. N-2	4.96	4a, dirty	O ₂ , BOD ₅ , IP, oil product, TSS
St. N-3	2.63	3a, polluted	BOD ₅ , IP, TSS

(Fig. 10a), when all crustaceans in the samples died. In August, September and October 2014, the pH value increased (5.7–6.6) and the survival rate of the crustaceans increased by 80–100%. In 2015, pH was as low as 4.3–5.2 in all water samples. At these pH values, all water samples were found to be lethal for the crustaceans *C. affinis*.

In 2014–2015, river water samples taken at stations N–2 and N–3, which did not exert a toxic effect, showed pH values higher than those at station N–1, varying from 6.5 to 7.9 (Fig. 10 b,c). Median values and standard errors of the pH of river water for 2014–2015 at three Neglinka River stations are shown in Table 11.

Paired comparison of pH values at three stations using Mann–Witney’s criterion has revealed a significant ($p < 0.05$) difference between pH values at station N–1 and between pH values at stations N–2 and N–3. However, no significant difference ($p > 0.05$) in the pH of river water between stations N–2 and N–3 was found.

Our studies have shown a well-defined difference in river water toxicity for the crustaceans and in pH values between all water samples taken from the River Neglinka (Fig. 11).

It is important that the boundary between pH values in lethal and nontoxic samples was as narrow as 0.3 units of pH, varying from 5.4 to 5.7 (Fig. 11). Hence, low pH values were the main reason for the death of the animals in water samples taken at station N–1.

Earlier workers (Belanger and Cherry, 1990) noted that the threshold levels of low pH values for the crustaceans *Ceriodaphnia dubia* are consistent with the value (48 h) LC 50 for acid water with a pH of 4.6. Thus, the pH value, shown to be lethal for the crustaceans *C. affinis* for 48 h, is very close to the lethal pH values obtained in experiments on bioassay of Neglinka River water (4.3–5.4). This is another evidence for the critical role of pH for the survival/death of the crustaceans *C. affinis* in bioassay of the River Neglinka water.

In addition, the low pH values of river water at reference station N–1 are provoked by the high concentrations of humic acid supplied into the River Neglinka from the catchment area paludified in its upper reaches, as indicated by a high water color varying from 98 to 380 deg. at station N–1 in 2014–2015. The median values and standard errors in the median water color obtained at various Neglinka River stations are shown in Table 11. Low pH values and a high water color are typical of many rivers in Karelia, because humic acids are a major contributor to medium acidity (Lozovik, 2013).

The non-toxicity of Neglinka River water in the urban area seems to be due to the influence of underground water and urban runoff, which contribute to a rise in the pH of river water (Andronikov et al., 2019). Besides, as pH increases to 6, iron-humic acid complexes are formed more actively (Fang et al., 2015). Complexation leads to a decrease in the toxicity of heavy metals for biota due to a decrease in their bioavailability (Moiseenko, 2019; Lozhkina et al., 2020). Thus, as heavy metals are bound by humic acids and organic matter of human origin, river water becomes

Table 11. Median values and standard errors of the pH and color of river water in 2014–2015 at three River Neglinka stations.

River station	pH	Water color, degrees
St. N–1	4.89 ± 0.40	260 ± 68
St. N–2	7.05 ± 0.22	125 ± 35
St. N–3	7.29 ± 0.17	67 ± 36

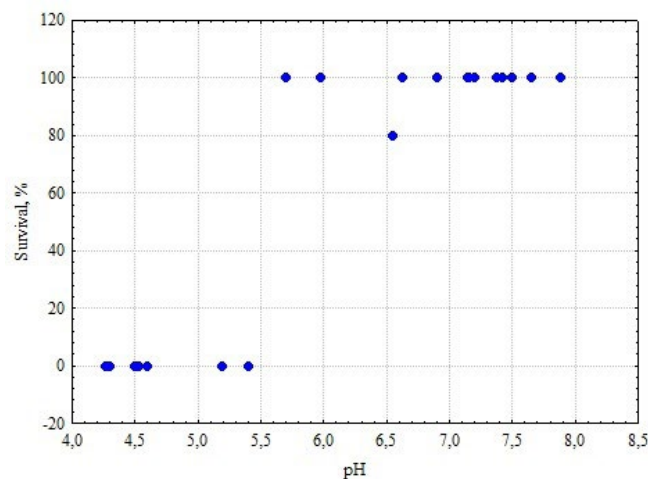


Fig. 11. Correlation between the pH of Neglinka water (abscissa axis) and the survival rate of crustaceans in samples (ordinate axis) in 2014–2015 (data obtained at three stations).

less toxic to the alga *Chlorella vulgaris* (Vishnyakov et al., 2016).

The precipitation of iron and trace elements (Cu, Zn, Cd, Sb, W) on the bottom of the River Neglinka in the urban area and their accumulation in bottom sediments have been discussed earlier (Slukovskii and Polyakova, 2017). An abundance of iron oxides, present in the River Neglinka, contribute markedly to heavy metal accumulation on the river bottom. Heavy metals, e.g. Pb, Cr, Co, Ni, Cu and Cd, accumulated in the tissues of oligochaetes occurring on the bottom of the river Neglinka. Thus, underground and mineralized urban runoffs, as well as humic substances, form a geochemical barrier for heavy metals supplied with Neglinka water into the Onego Lake ecosystem. Toxic substances flowing from the urban area are accumulated mainly in the bottom sediments of the River Neglinka. The heavy metal distribution pattern revealed in the river makes it necessary to remove toxic mud from the river and to utilize contaminated material.

Thus, the peculiarity of the ecological situation in the River Neglinka is connected with influence of mineralized underground waters together with humic substances. These two factors form a geochemical barrier on the way of heavy metals from the urbanized territory into the water of the River Neglinka. However, the identified excess of MPCrx for the content of petroleum products may determine the chronic toxic effect of river waters on aquatic organisms (Lukina and Belicheva, 2013). The flow of toxic substances from urban territories is directed mainly into the bottom sediments of the river. This explains the absence of acute toxic properties of the water of the River Neglinka in the urban ter-

ritory. The results of our studies show that, in addition to chemical analyses, bioassay should be conducted to assess toxicity for aquatic organisms endangered by natural water composition.

5. Conclusions

The regional geochemical characteristics of studied urbanized Onego Lake tributaries are responsible for three main problems in water quality assessment.

The first problem is due to high iron concentrations supplied with underground water and humic substances from paludified catchment areas. They are responsible for low water quality in the reference area of the River Neglinka unaffected by human activities. The negative impact of the natural factor on the quality of water in the River Neglinka determined the methodological difficulties which were associated with identifying zones of anthropogenic impact. This problem was solved by using a modified SCWCI. The calculation of SCWCI without the chemical composition indicators reflecting the impact of natural factors were excluded. The use of a regional approach made it possible to clarify the zones of influence of the anthropogenic factor on the River Neglinka, which is important for the targeted adoption of environmental protection measures.

The second problem arose from the uncertain status of the microbiological indices of highly colored water, because it was not clear whether they show the impact of natural or human factors. The study of the link between microbiological and hydrochemical indices has proved the contribution of bacterioplankton as an indicator of anthropogenic factors influence despite high levels of humic acids. We revealed unfavourable zone in the River Neglinka using microbiological indices. Our results were fully consistent with those obtained from hydrochemical indices. The unsuitability of the River Neglinka for recreational use was revealed, which determines the need to carry out measures to prevent pollution of river waters by runoff from urban areas.

The third problem was due to discrepancy in assessment of Neglinka water toxicity during our experiments on crustaceans. High water toxicity, revealed in the reference area of the river, was due to low pH values provoked by high humic acid concentrations. In the contaminated stretches of the river no toxic properties of its water were revealed due to the contribution of underground water as a barrier and the ability of humic substances to form complexes with heavy metals.

We have concluded that highly colored water in zones affected by human activities cannot be assessed by toxicological methods alone. Toxicological methods should be used only together with chemical and microbiological assessment to better understand the complex interaction of natural and anthropogenic factors.

Acknowledgements

This work was supported as part of a State Assignment № 121021700117-3 of the Northern Water

Problems Institute, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences.

We wish to thank the Analytical Laboratory of the Forest Research Institute at the Karelian Research Centre, Federal Research Centre, RAS. Our personal thanks are due to K. M. Nikerova, Head of the laboratory, for her contribution to the treatment of chemical water samples.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Akhtar M., Bakhtiyar, Qayoom I. 2024. Sewage pollution as a major cause for deterioration of water quality in lake ecosystems. *Aquatic Pollution*. CRC Press: 145–161. DOI: [10.1201/9781003503705](https://doi.org/10.1201/9781003503705)
- Andronikov A.V., Novak M., Borodulina G.S. et al. 2019. One river, two streams: chemical and chromium isotopic features of the River Neglinka (Karelia, northwest Russia). *Hydrological Sciences Journal* 64(8): 974–982. DOI: [10.1080/02626667.2019.1617418](https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1617418)
- Arvola L., Salonen K., Keskitalo J. et al. 2014. Plankton metabolism and sedimentation in a small boreal lake – a long-term perspective. *Boreal Environment Research* 19: 83–96.
- Belanger S.E., Cherry D.S. 1990. Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to ceriodaphnia dubia (Cladocera). *Journal of Crustacean Biology* 10(2): 225–235. DOI: [10.1163/193724090X00050](https://doi.org/10.1163/193724090X00050)
- Borodulina G.S. 2013. Groundwaters. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk, pp. 31–42. (in Russian)
- Borodulina G.S., Svetov S.A., Tokarev I.V. et al. 2020. The role of high-carbon (shungite-bearing) rocks in forming the composition of subsurface water in the onega structure. *Trudy KarNC RAN [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* 9: 72–87. DOI: [10.17076/lim1259](https://doi.org/10.17076/lim1259) (in Russian)
- Drachev S.M. 1964. *Combating pollution of rivers, lakes and reservoirs with industrial and domestic wastewater*. Moscow-Leningrad: USSR Academy of Sciences. (In Russian)
- Dzyuban A.N. 2000. Bacterioplankton and microbiological oxidation of methane in the water of a polluted small river. *Biologiya vnutrennih vod [Biology of inland waters]* 2: 65–72. (In Russian)
- Dzyubuk I.M., Klyukina E.A. 2015. Dynamic of the River Neglinka water quality during its transition through the city of Petrozavodsk. *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya [Modern Problems of Science and Education]* 5. (In Russian)
- Fang K., Yuan D., Zhang L. et al. 2015. Effect of environmental factors on the complexation of iron and humic acid. *Journal of Environmental Sciences* 27: 188–196. DOI: [10.1016/j.jes.2014.06.039](https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.039)
- Guidelines 4.2.3690-21. 2021. Guidelines. 4.2. Control Methods. Biological and Microbiological Factors. Amendments No. 2 to MUK 4.2.1018-01 “Sanitary and Microbiological Analysis of Drinking Water”. (In Russian)
- Guidelines 52.24.643-2002. 2002. Method for a comprehensive assessment of the degree of pollution of surface waters based on hydrochemical indicators. Rostov-on-Don. (In Russian)
- Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (Eds.)

Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: I. Effects of drought and post-drought conditions. *Hydrobiologia* 213 (3): 205–225.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: II. Seasonal relationships. *Hydrobiologia* 213 (3): 227–240.

Jones R.I., Salonen K., De Haan H. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshwater Biology* 19(3): 357–369. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x)

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of Crustaceans. *Water Resources*. 40 (6): 657–666. DOI: [10.1134/S0097807813060055](https://doi.org/10.1134/S0097807813060055)

Karpechko V.A. 2013. Hydrographic and hydrological characteristics of watercourses. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk, pp. 25–27. (In Russian)

Kong Z., Shao Z., Shen Y. et al. 2021. Comprehensive evaluation of stormwater pollutants characteristics, purification process and environmental impact after low impact development practices. *Journal of Cleaner Production* 278: 123509. DOI: [10.1016/j.jclepro.2020.123509](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123509)

Korosov A.V. 2007. Special methods of biometrics: Textbook. Petrozavodsk: Publishing house of PetrSU. (In Russian)

Krutsikh N.V., Borodulina G.S., Kaznina N.M. et al. 2016. Geocological basis for setting up the monitoring of urbanized areas in the north (the example of Petrozavodsk). *Trudy KarNC RAN [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* 12: 52–67. (In Russian)

Kuznetsov S.I., Dubinina G.A. 1989. Methods for studying aquatic microorganisms. Moscow: Nauka. (In Russian)

Lee H.J., Park H.K., Lee J.H. et al. 2016. Coliform pollution status of Nakdong river and tributaries. *Journal of Korean Society on Water Environmen* 32(3): 271–280. (In Korean)

Liu G., Zhang Y., Knibbe W.J. et al. 2017. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. *Water research* 116: 135–148. DOI: [10.1016/j.watres.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.031)

Lozhkina R.A., Tomilina I.I., Gapeeva M.V. 2020. Long-term dynamics of the water quality in the Rybinsk reservoir according to biotesting. *Ecosystem Transformation* 3(3): 125–138. DOI: [10.23859/estr-200323](https://doi.org/10.23859/estr-200323)

Lozovik P.A. 2006. Hydrogeochemical criteria for the state of surface waters in the humid zone and their resistance to anthropogenic impact. Dissertation for the degree of Doctor of Chemical Sciences. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences. Moscow, Russia. (In Russian)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters in humid zone based on their acid-base equilibrium. *Water Resources* 40 (6): 631–639. DOI: [10.1134/S0097807813060067](https://doi.org/10.1134/S0097807813060067)

Lozovik P.A. 2017. Anthropogenic loads on Lake Onega due to different formation of the chemical composition of water. In: *Water resources: new challenges and solutions: collection of scientific papers*, pp. 378–384. (In Russian)

Lozovik P.A., Platonov A.V. 2005. Determination of regional maximum permissible concentrations of pollutants by the example of Karelia hydrographic region. *Geokologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya [Geokologiya. Inzhenernaya Geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya]* 6: 527–532. (In Russian)

Lukashov A.D. 2004. Geodynamics of modern times. Deep structure and seismicity of the Karelian region and its surroundings. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. pp. 150–192. (In Russian)

Lukina Y.N., Belicheva L.A. 2013. Assessment of water quality based on biomarkers. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk: Karelian Science Center, Russian Academy of Science, pp. 85–91. (In Russian)

Makarova E., Kalinkina N., Sabylina A. 2023. The possibility of using microbiological indicators to assess the state of watercourses with high water color (on the example of tributaries of Lake Onego). *Principy èkologii [Principles of ecology]* 3: 36–50. DOI: [10.15393/j1.art.2023.14043](https://doi.org/10.15393/j1.art.2023.14043) (In Russian)

Makarova E.M., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. 2022. Bacterioplankton Status in the Lososinka River (Tributary of Lake Onego) and the Water Quality by Microbiological Indicators. *Biology Bulletin* 49(10): 1996–2003. DOI: [10.1134/S1062359022100363](https://doi.org/10.1134/S1062359022100363)

Methods for assessment of toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, and waste based on mortality and changes in the fertility of ceriodaphnia. 2007. Federal Register (FR). FR 1.39.2007.03221. Moscow: Publishing house “Aquaros”. (In Russian)

Moiseenko T.I. 2019. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels. *Geochemistry International* 57 (7): 737–750. DOI: [10.1134/S0016702919070085](https://doi.org/10.1134/S0016702919070085)

Mount D.I., Norberg T.J. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 425–434. DOI: [10.1002/etc.5620030307](https://doi.org/10.1002/etc.5620030307)

On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for the limits of permissible concentrations of substances in the waters of water bodies of fishery importance. 2023. Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 No. 552 (as amended on August 22, 2023). (In Russian)

Oslo and Paris Commission. 1997. JAMP guidelines for general biological effects monitoring.

Rheinheimer G. 1977. Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. *Microbial ecology of a brackish water environment*, pp. 121–137. DOI: [10.1007/978-3-642-66791-6_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-66791-6_11)

Romanenko V.I. 1985. Microbiological processes of production and destruction of organic matter in inland waters. Leningrad: Nauka. (In Russian)

Sabylina A.V., Efremova T.A. 2017. Trends of changes in receiving chemicals with waters of small rivers in the southwest coast of Onego Lake for the last 50 years. *Environmental Chemistry* 26(6): 333–339. (In Russian)

Sabylina A.V., Efremova T.A., Ikko O.I. 2022. Chemical composition of surface drainage and river waters coming from the area of the petrozavodsk city to the Onego Lake. *Izvestiya Russkogo Geograficheskogo Obshchestva [Proceedings of the Russian Geographical Society]* 154(4): 39–53. DOI: [10.31857/S0869607122040073](https://doi.org/10.31857/S0869607122040073) (In Russian)

Seo M., Lee H., Kim Y. 2019. Relationship between coliform bacteria and water quality factors at weir stations in the Nakdong River, South Korea. *Water* 11(6): 1171. DOI: [10.3390/w11061171](https://doi.org/10.3390/w11061171)

Shitikov V.K., Rosenberg G.S., Zinchenko T.D. 2005. Quantitative hydroecology. Methods, criteria, solutions. In two books. (In Russian)

Slukovskii Z.I., Polyakova T.N. 2017. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes. *Inland Water Biology* 10(3): 315–322. DOI: [10.1134/S1995082917030154](https://doi.org/10.1134/S1995082917030154)

State report on the state of the natural environment of

the Republic of Karelia. 2022. Petrozavodsk, 2000–2022. (In Russian)

State standard 31861-2012. 2012. Water. General requirements for sampling. (In Russian)

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Kravchenko I.Yu. 2018. Geochemical peculiarities of biota functioning in water bodies of Karelia. *Izvestiya RAN. Seriya Geograficheskaya* [Proceedings of the Russian Academy of Sciences. The series is geographical] (1): 90-100. DOI: [10.7868/S2587556618010083](https://doi.org/10.7868/S2587556618010083) (In Russian)

Tekanova E.V., Makarova E.M., Kalinkina N.M. 2015. An assesment of the condition of the water of Lake Onego inflowing streams under human impact influence using microbiological and toxicological parameters. *Trudy KarNC RAN* [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] (9): 44-52. (In Russian)

Tekanova E.V., Makarova E.M., Kalinkina N.M. 2021. Environmental assessment of water quality in the Onego Lake urban tributary by chemical indicators. *Voda i ekologiya: problemy i resheniya* [Water and ecology: problems and solutions] 3(87): 75-84. (In Russian)

Timakova T.M. 2013. Microbiological assessment of the state of urbanized tributaries of Petrozavodsk Bay of Lake Onego. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk: Karelian Science Center, Russian Academy of Science, pp. 74–77. (In Russian)

Tranvik L.J., Höfle M.G. 1987. Bacterial Growth in Mixed Cultures on Dissolved Organic Carbon from Humic and Clear Waters. *Applied and Environmental Microbiology* V(3): 482-

488. DOI: [10.1128/aem.53.3.482-488.1987](https://doi.org/10.1128/aem.53.3.482-488.1987)

US Environmental Protection Agency. (USEPA). 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms.

Vishnyakov A.N., Davydova N.S., Stravinskene E.S. et al. 2016. Copper ion bioavailability in waters of various origin. *Povolzhskij ekologicheskij zhurnal* [Povolzhskiy Journal of Ecology] (2): 123-130. DOI: [10.18500/1684-7318-2016-2-123-130](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2016-2-123-130) (In Russian)

Visser S.A. 1985. Physiological action of humic substances on microbial cells. *Soil Biology and Biochemistry* 17(4): 457–462. DOI: [10.1016/0038-0717\(85\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90009-4)

Water Resources of Republic of Karelia and their use for drinking water suppExperience of ly. Karelian-Finnish cooperation. 2006. Filatov N., Litvinenko A., Särkijoa A. et al. (Eds.), Petrozavodsk: Northern Water Problems Institute. Karelian Research Centre of Russian Academy of Sciences. (In Russian)

Zalicheva I.N., Volkov I.V. 1994. On regulation of anthropogenic nutrient load on water ecosystems in the taiga natural and climatic zone. *Vodnye resursy* [Water Resources] 21(6): 674-679. (In Russian)

Zhang X., Chen L., Liu G. et al. 2021. Unexpected river water quality deterioration due to stormwater management in an urbanizing watershed. *Water Resources Research* 57(12): e2021WR030181. DOI: [10.1029/2021WR030181](https://doi.org/10.1029/2021WR030181)

Zhmur N.S. 1997. State and industrial control of water toxicity using biotesting methods in Russia. Moscow: International House of Cooperation. (In Russian)

Проблемы оценки качества высокоцветной воды притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, по гидрохимическим, микробиологическим и токсикологическим показателям

Макарова Е.М.* , Калинин Н.М.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты химических, микробиологических и токсикологических исследований за 2014–2015 гг. качества воды притока Онежского озера (р. Неглинка), протекающего по урбанизированной территории. Выявлена высокая антропогенная нагрузка на изучаемую реку: объем ливневых вод достигал трети от объема речного стока, максимальное превышение ПДК в ливневых водах по БПК₅ было 80–90-кратным, по нефтепродуктам – 50–60-кратным, по взвешенным веществам – 40-кратным. В верхнем течении р. Неглинка (вне городской территории) испытывает влияние заболоченного водосбора, что отражается на химическом составе воды (низкие значения pH, высокие показатели цветности, ХПК и содержания общего железа). Методические проблемы были связаны с выявлением зон антропогенного воздействия на фоне негативного влияния природного фактора на качество воды р. Неглинки на всем протяжении ее русла. Использование модифицированного УКИЗВ, при расчете которого были исключены показатели химического состава, отражающие влияние природных факторов, позволило уточнить зоны влияния антропогенного фактора на р. Неглинку. Микробиологические показатели (общая численность бактерий, общие колиформные бактерии, сапрофитные бактерии) свидетельствовали о высокой степени загрязненности р. Неглинки и особенно санитарно-показательной микрофлорой, что связано с влиянием на реку как точечных, так и рассеянных источников загрязнения. Выявлена непригодность р. Неглинки для рекреационного использования, что определяет необходимость проведения мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий. Биотестирование позволило выявить токсичность речной воды в верхнем течении, что отражало влияние регионального природного фактора – высокую заболоченность водосборной территории, сток гумусовых веществ, которые снизили величину pH воды до токсичных уровней. Отсутствие токсических свойств речной воды на городских территориях было связано с барьерной ролью подземных вод, поступление которых приводило к увеличению pH воды, и комплексобразующей способностью гумусовых веществ, которые снижали биодоступность тяжелых металлов. Исследование доказало, что оценка качества высокоцветных речных вод возможна только при комплексном проведении химических, микробиологических и токсикологических исследований.

Ключевые слова: приток Онежского озера, урбанизированная территория, химический состав, бактериопланктон, общие колиформные бактерии, биотестирование

Для цитирования: Макарова Е.М., Калинин Н.М. Проблемы оценки качества высокоцветной воды притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, по гидрохимическим, микробиологическим и токсикологическим показателям // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1399-1433. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399

1. Введение

В настоящее время серьезной проблемой становится ухудшение качества воды городских водоемов и водотоков, поскольку с развитием городов антропогенная нагрузка на них возрастает (Liu et al., 2017; Kong et al., 2021; Zhang et al., 2021; Akhtar et al., 2024).

На территории г. Петрозаводска (столица Республики Карелия) в последние десятилетия в связи с ростом количества транспорта и активными строительными работами усиливается влияние ливневых стоков на притоки Онежского озера, протекающие в черте города (Теканова и др., 2021; Макарова et al., 2022; Макарова и др., 2023). Актуальной становится оценка современного состо-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: emm777@bk.ru (Е.М. Макарова)

Поступила: 10 июля 2024; Принята: 08 ноября 2024;
Опубликована online: 25 декабря 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



яния притоков, протекающих по урбанизированной территории. Однако, региональные особенности химического состава воды (высокие цветность и содержание железа, пониженные значения рН и др.) усложняют задачу оценки ее качества.

Региональные особенности химического состава поверхностных вод Карелии определяются гумидным климатом и геоморфологическими особенностями территории: низкая среднегодовая температура воздуха и избыточное увлажнение, а также наличие выхода на поверхность древних кристаллических пород (Лукашов, 2004; Теканова и др., 2018). В таких условиях поверхностные воды Карельского гидрографического района отличаются высокой изменчивостью содержания минеральных и органических веществ, железа, биогенных элементов, газового состава и рН воды. Так, минерализация в поверхностных водах изменяется в широких пределах (5–460 мг/л, среднее медианное значение – 19 мг/л). Среди катионов преобладают ионы Ca^{2+} , Mg^{2+} и редко Na^{+} . В составе анионов наряду с гидрокарбонатами зачастую высока доля анионов органических кислот, а в низкощелочных высокогумусных водах они доминируют (Лозовик, 2006; Lozovik, 2013). Вследствие высокой заболоченности водосборов, речные воды характеризуются повышенным содержанием гумусовых веществ, что, в свою очередь, обуславливает, высокую цветность воды, высокое содержание общего железа, а также кислую реакцию среды. Эти факторы могут негативно воздействовать на биоту водных экосистем (James, 1991a; b; Arvola et al., 2014; Теканова и др., 2018).

Настоящее исследование посвящено изучению одного из притоков Онежского озера – р. Неглинке, протекающей по территории г. Петрозаводска. На основании протокола Комиссии по установлению категорий объектов рыбохозяйственного значения и особенностей добычи (вылова) водных биологических ресурсов, обитающих в них, Северо-Западного территориального управления Росрыболовства, № 3 от 11.04.2013, р. Неглинке присвоена высшая категория рыбохозяйственного значения. Однако река испытывает сильнейшее загрязнение ливневыми стоками города. В нее также поступают биогенные вещества с территорий частного сектора,

особенно во время паводков. Воды реки загрязняют Петрозаводскую губу Онежского озера, которая служит источником питьевого водоснабжения для населения.

Река Неглинка в верхнем течении протекает среди болот, из которых во время весеннего паводка в реку поступают высокогумусные воды. Пойма заболочена и сложена торфянистыми и песчаными грунтами. Эти факторы обуславливают высокую цветность воды в реке (Рис. 1) (Бородулина, 2013; Карпечко, 2013).

Кроме влияния заболоченности, на химический состав воды р. Неглинки оказывают воздействие особенности подстилающих пород. Территория г. Петрозаводска расположена в пределах субартезианского бассейна, включающего наиболее водообильный нижнекотлинский водоносный горизонт, который перекрыт мощной толщей четвертичных отложений. Среди них выделяются онегозерский межморенный водоносный горизонт и грунтовые воды ледниковых и озерно-ледниковых песчаных и супесчаных отложений. Эти воды вскрываются родниками (Крутских и др., 2016), что и определяет поступление родниковых вод в р. Неглинку в ее среднем течении (Andronikov et al., 2019). Поступление подземных вод обуславливает изменения общей минерализации воды в реке вдоль по течению от 35 до 400 мг/л (Бородулина, 2013).

В условиях карельского региона актуальной проблемой становится оценка влияния антропогенного фактора на качество речных вод на фоне поступления большого количества гумусовых веществ (региональный природный фактор), которые определяют повышенную цветность воды. Ввиду такого специфичного влияния регионального природного фактора стало важным дифференцированно оценить воздействие природного и антропогенного факторов на качество воды р. Неглинки, поскольку современные классификаторы качества воды предназначены для оценки антропогенного воздействия, главным образом, светловодных водоемов. До настоящего времени отсутствовали комплексные сезонные исследования, позволяющие дать разностороннюю оценку качества речной воды и оценить влияние речных вод на биоту.



Рис.1. Общий вид р. Неглинки: среднее течение (а), устье реки (б).

Цель данного исследования – оценить качество воды городской р. Неглинка по химическим, микробиологическим и токсикологическим показателям с учетом региональных особенностей химического состава воды.

2. Материалы и методы исследования

2.1. Описание области исследования

Длина р. Неглинка – 14 км. Глубина водотока варьирует в пределах 0.2–0.5 м на порожи-стых участках и до 1–3 м – на плесовых участках. Среднемноголетний расход воды в реке – 0.5 м³/с. Площадь водосборной территории реки – 46.1 км², ее заболоченность – 13%, озерность – менее 1% (Карпечко, 2013). Питание смешанного типа. Поверхностное питание осуществляется за счет таяния снегов и выпадения дождевых осадков, под-земное – родниками (Бородулина, 2013). Ледостав начинается в ноябре – декабре, снег сходит в апреле – мае. По величине уклона р. Неглинка близка к рекам полугорного типа (7.6‰) (Slukovskii and Polyakova, 2017).

2.2. Отбор проб

Отбор проб воды производился в период с мая по ноябрь в 2014 г. и с мая по октябрь в 2015 г. на различных участках р. Неглинка. Станции отбора проб находились как за пределами городской черты (ст. N–1), так и в черте города (ст. N–2, ст. N–3) (Рис. 2). В 2014 г. отмечен весенний паводковый период на р. Неглинке в мае и небольшой осенний – в октябре–ноябре. В 2015 г. в период отбора отмечен только весенний паводковый период – в мае, остальные пробы отобраны в меженный период (Рис. 3). Пробы отбирали в поверхностном слое воды из центральной части течения. Вода максимально прогрелась в 2014 г. до 15 °С в августе, в 2015 г. – до 13 °С – в июне (Рис. 3).

В 2014 г. для анализа химического состава воды на каждой станции было отобрано семь проб воды для определения рН, цветности, перманганатной окисляемости (ПО), содержания растворенного в воде кислорода, БПК₅, содержания биогенных веществ (NO₂, NO₃; P_{общ}, P_{мин}), в том числе, пять проб (июнь–октябрь) – для определения нефтепродуктов. В 2015 г. на каждой станции было отобрано шесть проб воды для определения рН, цветности, содержания растворенного в воде кислорода, БПК₅, ХПК, взвешенных веществ (ВВ). В пяти пробах воды (июнь–октябрь) определяли содержание биогенных веществ (P_{общ}, P_{мин}) и Fe_{общ}, в трех пробах (май, июль, сентябрь) – нефтепродукты.

2.3. Методы химического анализа

Все образцы были собраны, сохранены и про-анализированы в соответствии с межгосударствен-ным стандартом «Вода. Общие требования к отбору проб» (ГОСТ 31861-2012). Для определения химиче-ских параметров воды применяли общепринятые в

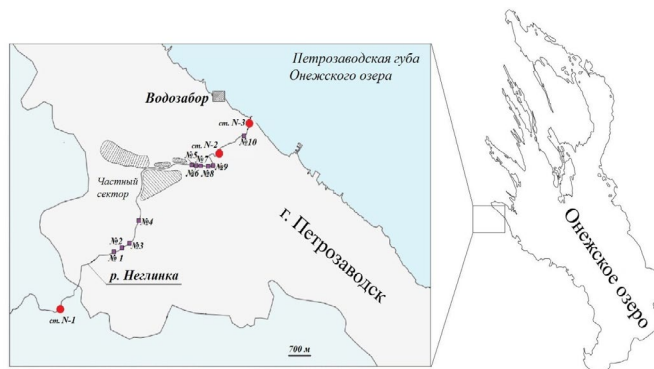


Рис.2. Карта-схема станций отбора проб (красные круги) и ливневых стоков (№ 1–10) (фиолетовые квад-раты) на р. Неглинке.

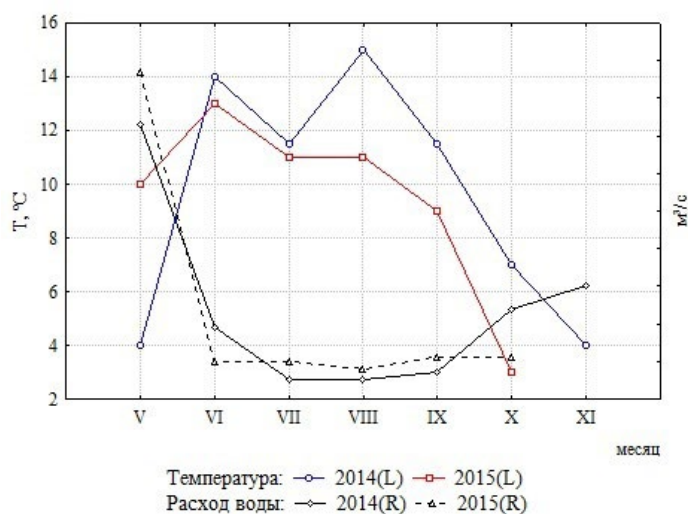


Рис.3. Температура и расход воды в р. Неглинке в 2014 – 2015 гг.; L – левая ось, R – правая ось

гидрохимической практике аналитические методы (Таблица 1). Полученные результаты сопоставляли с нормативами предельно допустимых концентраций вредных веществ в водных объектах рыбохозяй-ственного значения РФ (ПДК_{рх}) (Об утверждении..., 2023).

Для косвенной оценки содержания гумусовых веществ в воде П.А. Лозовиком (2013) было пред-ложено использовать показатель гумусности воды (Hum), рассчитываемой по формуле:

$$Hum = \sqrt{ЦВ \cdot ПО}, \text{ ед. гумусности}$$

где, ЦВ – значение цветности воды, град.;

ПО – перманганатная окисляемость, мг О/л

2.4. Расчет удельного комбинаторного индекса загрязнения воды

Оценка загрязненности по химическим пока-зателям р. Неглинка выполнена в 2015 г. согласно руководящему документу «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям». По химическим показателям рассчитывали удельный комбина-торный индекс загрязнения воды (УКИЗВ) – метод комплексной оценки степени загрязненности, который позволяет однозначно скалярной величи-ной оценить загрязненность (РД 52.24.643-2002).

Таблица 1. Методы химического анализа.

Параметры	Методы определения	ПДК _{рх}
pH	Потенциометрическое определение стеклянным электродом	6.5–8.5
Цветность, град. Сr-Co шкал.	Фотометрическое определение, $\lambda = 410$ nm	—
Fe _{общ} , мг/л	Атомно-абсорбционный метод с пламенным распылением	0.1
ПО мг О/л	Титриметрическое определение в кислых средах (метод Кубеля)	—
ХПК, мг О/л	Дихромат сернокислотное окисление органических веществ и титриметрическое определение с ферроином	—
O ₂ , мг/л	стандартный метод Винклера	> 6.0 в период открытой воды
БПК ₅ , мг O ₂ /л	Определение скляночным методом Винклера	< 2.1
ВВ	Гравиметрическое определение, мембранный фильтр 0.45 мкм	фон + 0.25
NO ₂ ⁻ , мг N/л	Спектрофотометрический метод с сульфаниламидом и N-(1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлоридом, $\lambda = 543$ nm	< 0.02
NO ₃ ⁻ , мг N/л	Восстановление до NO ₂ ⁻ с помощью колонки для восстановления Cd и определение как NO ₂ -N	< 9
P _{мин} , мкг P/л	Спектрофотометрический метод с восстановлением молибдата аммония и аскорбиновой кислоты до фосфато-молибденовой гетерополикислоты, $\lambda = 882$ nm	—
P _{общ} , мкг P/л	Окисление органических веществ K ₂ S ₂ O ₈ в кислых средах и определение PO ₄ ⁻³ -P.	—
Нефтепродукты, мг/л	Инфракрасный спектрометрический метод	0.05

Примечание: «—» – не нормируется.

Методической основой комплексного способа является однозначная оценка степени загрязненности воды водного объекта по совокупности загрязняющих веществ: для любого водного объекта в точке отбора проб воды; за любой определенный промежуток времени; по любому набору гидрохимических показателей. В качестве норматива используют предельно допустимые концентрации вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов (ПДК_{рх}) – наиболее жесткие (минимальные) значения из совмещенных списков, рекомендуемых для подготовки информационных документов по качеству поверхностных вод (РД 52.24.643-2002). Значение УКИЗВ определяется по частоте и кратности превышения ПДК по нескольким показателям. Большому значению индекса соответствует худшее качество воды.

2.5. Методы микробиологического анализа

Общая численность бактерий определялась методом прямого счета на черных поликарбонатных трековых мембранах ($D_{пор} = 0.2$ мкм) производства Whatman на люминесцентном микроскопе МИКМЕД-2 (увеличение $\times 1600$) с предварительным окрашиванием клеток акридиновым оранжевым (Handbook of Methods..., 1993). Сапрофитные бактерии (СБ) выращивали на рыбо-пептонном агаре (РПА) в течение 5–10 сут. при 22 °С (Кузнецов и Дубинина, 1989). Для определения общих коли-

формных бактерий (ОКБ) пробы воды фильтровали через мембранные фильтры ($D_{пор} = 0.45$ мкм), фильтры помещали на агаризованную среду Эндо и инкубировали при 37 °С в течение 24 ч. После инкубации выполнялся цитохромоксидазный тест. Учитывались специфические колонии, которые не изменили свою окраску (МУК 4.2.3690-21).

Оценку качества воды по микробиологическим показателям выполняли по общепринятому в российской водной микробиологии «показателю качества вод» (Романенко, 1985; Дзюбан, 2000), отражающему долю (%) сапрофитных бактерий в общем количестве бактериопланктона (СБ/ОЧБ, %). Шкала этого показателя выглядит следующим образом: < 0.003 – особо чистая; 0.003–0.03 – чистая; 0.03–0.1 – слабо загрязненная; 0.1–0.3 – загрязненная; 0.3–3.0 – грязная; > 3.0 – особо грязная. Для корректной оценки качества воды по общей численности бактериопланктона в соответствии со шкалой В.И. Романенко (1985) (световая микроскопия), был использован коэффициент 2.06 для пересчета на новый метод (эпифлуоресцентная микроскопия) (Makarova et al., 2022).

2.6. Биотестирование

Одновременно с отбором проб на химический и микробиологический анализ в весенний, летний и осенний сезоны отбирали пробы воды р. Неглинка для биотестирования. В 2014 г. пробы воды для биотестирования были отобраны на стан-

циях N-1, N-2 и N-3 (Рис. 2) в мае, июне, августе, сентябре, октябре и ноябре (всего 6 серий опытов, 18 проб воды). В 2015 г. на станциях N-1, N-2 и N-3 пробы отбирали в мае, июне, июле и августе (всего 4 серии опытов, 12 проб воды). Пробы речной воды помещали в пластмассовые бутылки объемом 1 л и немедленно доставляли в лабораторию.

В качестве тест-объекта использовали ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (синоним *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894). Впервые этот вид был предложен для использования в качестве тест-объекта при оценке токсичности водной среды в работе (Mount and Norberg, 1984). Для целей биотестирования планктонный рачок *C. affinis* в 2008 г. был любезно предоставлен Институтом биологии внутренних вод РАН и в дальнейшем культивировался на базе лаборатории гидробиологии Института водных проблем Севера КарНЦ РАН (Kalinkina et al., 2013). Рачков *C. affinis* культивировали с использованием грунтовой воды, которая характеризовалась следующим химическим составом: содержание Na^+ – 7–19 мг/л; K^+ – 2–4 мг/л; Ca^{2+} – 12–24 мг/л; Mg^{2+} – 4–11 мг/л; HCO_3^- – 31–58 мг/л; Cl^- – 8–21 мг/л; SO_4^{2-} – 15–40 мг/л; сумма ионов – 100–200 мг/л (Водные ресурсы..., 2006). Величина pH грунтовой воды варьировала в пределах 8–8.3. Рачков в культуре кормили одноклеточными зелеными водорослями *Chlorella vulgaris*.

Схема опытов по биотестированию воды р. Неглинка была организована в соответствии с утвержденными в России методами, рекомендованными для биомониторинга водных объектов (Жмур, 1997; Методика определения токсичности..., 2007), а также согласно международным стандартным токсикологическим методам (Oslo and Paris Commission, 1997; USEPA, 2002). После приведения температуры образцов речной воды к комнатной температуре начинали биотестирование. Температура воды в опытах за весь период 2014–2015 гг. варьировала в зависимости от сезона исследований в диапазоне 18–25 °С. Однако в пределах каждого 2-суточного эксперимента в отдельной серии в разные месяцы варьирование температуры воды не превышало 0.5–1 °С. При биотестировании речных вод применяли вариант эксперимента со статическими условиями, при котором тест-организмы подвергались воздействию изучаемой водной среды (речная вода) в течение всего периода испытаний без замены среды на свежую. Продолжительность эксперимента составила 48 часов. В опытах использовали особей *C. affinis* в возрасте 2 сут. Опыты проводили в двух повторах. В качестве контрольной среды использовали грунтовую воду, химический состав которой представлен выше. Объем контрольной среды и тестируемой речной воды в каждой повторности составлял 100 мл. В каждый сосуд помещали по 5 экз. рачков. В опытах рачков не кормили. В конце эксперимента оценивали выживаемость рачков как процентное отношение конечного количества выживших особей от их начального количества. Кроме того, в конце эксперимента учитывали общее состояние рачков по активности их передви-

жения в сосуде и наполненности выводковых камер молодью.

2.7. Характеристика антропогенной нагрузки на р. Неглинку

Источниками загрязнения р. Неглинка являются ливневые сточные воды г. Петрозаводска, самотечные сети канализации, сток с селитебной территории, стоки железнодорожного депо и т.д. (Государственный доклад ..., 2000–2022).

По официальным данным отдела экологии мэрии г. Петрозаводска, в р. Неглинку впадают 10 ливневых стоков (Рис. 2) общим объемом 0.004 км³/год, которые составляют треть от общего объема (0.013 км³/год) речного стока. Данные о загрязняющих веществах ливневых стоков представлены в Таблице 2.

В 2014 г. превышение ПДК_{рх} по БПК₅ и нефтепродуктам наблюдалось в 9 стоках из 10. (Таблица 2). Максимальная кратность превышения ПДК_{рх} по БПК₅ почти в 80 раз отмечалась в стоке №5. Количество нефтепродуктов было максимальным в стоках №6 и №7 – 52ПДК и 56ПДК, соответственно. Стоки №5–№10 имели превышения ПДК_{рх} по количеству ВВ, с максимальными превышениями ПДК_{рх} в 40 и 36 раз в стоках №10 и №6, соответственно. Превышения нормативов по хлоридам не отмечалось.

В 2015 г. отбор проб ливневых вод производили в 9 стоках, сток №10 не учитывали. Превышение БПК₅ наблюдалось в 7 стоках из 9, при этом максимальная кратность ПДК_{рх} отмечалась, как и в 2014 г., в стоке №5 (94 ПДК). Превышение нормативов по нефтепродуктам было отмечено во всех стоках. Максимальные концентрации нефтепродуктов выявлены в стоках №5 и №7 – в 52 и 57.6 раза, соответственно. Содержание ВВ было превышено только в стоках №1, №8 и №9 в среднем в 1.9 раза. Превышения нормативов по хлоридам отмечено не было.

Таблица 2. Загрязняющие вещества в воде ливневых стоков г. Петрозаводска, поступающих в р. Неглинку в октябре 2014 г. и июле 2015 г.

Показатель	ПДК	Октябрь 2014	ПДК	Июль 2015
		min – max* M ± m		min – max M ± m
ВВ, мг/л	4.25	2–167 55 ± 20.4	23.75	4.1–192 69.9 ± 22.5
БПК ₅ , мг O ₂ /л	2.1	1.8–167 26.5 ± 15.8	2.1	0.58–198 28.8 ± 21.2
Нефтепродукты, мг/л	0.05	0.04–2.8 0.97 ± 0.32	0.05	0.1–2.88 1.21 ± 0.39
Хлориды, мг/л	300	4–72 25.2 ± 10.7	300	16.8–96 49.7 ± 18

Примечание: *min – max – минимальные и максимальные величины, M ± m – средняя величина и ошибка средней. Для расчета ПДК_{рх} взвешенных веществ (ВВ) использовали в 2014 г. – данные отдела экологии мэрии г. Петрозаводска, в 2015 г. – собственные данные.

2.8. Статистический анализ

В качестве статистических характеристик изменчивости химических показателей рассчитывали медианные значения по выборкам и стандартную ошибку. Для сравнения выборок и выявления сезонных изменений применяли непараметрические методы статистики: коэффициент корреляции Спирмена, непараметрический анализ Манна – Уитни. При оценке достоверности коэффициента корреляции использовался уровень значимости 0.05.

Для изучения структуры связей между показателями химического состава воды использовали метод главных компонент (МГК). Основой для этого анализа послужили логарифмированные химические показатели с целью снизить соотношение размерности показателей и приблизить их распределение к нормальному (Шитиков и др., 2005). В качестве значимых принимали главные компоненты с дисперсией ≥ 1 и факторные нагрузки признаков с относительными значениями $\geq |0.7|$ (Коросов, 2007). Статистическая обработка данных осуществлялась в лицензированном пакете Statistica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Результаты

3.1. Химический состав воды

В речных водах в среднем содержание ионов Ca^{2+} и Na^+ достигает 25.6 и 19.5 мг/л, соответственно. По ионному составу вода реки относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу, однако в течение летне-осеннего периода вода реки меняет группу с кальциевой на натриевую (Сабылина и Ефремова, 2017).

Согласно данным (Сабылина и Ефремова, 2017), в химическом составе вод р. Неглинка за многолетний период преобладающими среди металлов являются железо и марганец. Высокое содержание Mn и Fe обусловлено высоким природным региональным фоном, что позволяет исключить данные металлы из списка загрязняющих компонентов (Лозовик и Платонов, 2005). Концентрации таких металлов как Cu, Zn, Pb, Cd увеличиваются при транзите реки через г. Петрозаводск, периодически превышая ПДК_{рх}. В большей степени концентрации Cu и Zn увеличивались на территории города по сравнению с загородным участком – в 3 и 20 раз, соответственно (Сабылина и др., 2022).

При анализе химического состава воды р. Неглинка все показатели были разделены на две группы. В первую группу вошли показатели, характеризующие влияние заболоченной водосборной территории (природный фактор): показатели, отражающие содержание труднорастворимых гумусовых веществ (ПО, ХПК), цветность и связанное с ней общее железо, а также pH – индикатор содержания веществ кислотной природы, в том числе и гуминовых кислот (Lozovik, 2013).

Во вторую группу вошли химические показатели, характеризующие антропогенное влияние:

различные формы минерального азота и фосфора, БПК₅, содержание ВВ и нефтепродуктов, поступление которых связано с выпусками ливневых вод, расположенных в нижнем течении изучаемой реки на территории г. Петрозаводска. Концентрация кислорода в воде отражает, с одной стороны, аэрацию воды на порожистых участках реки, с другой стороны, потребление кислорода на минерализацию легкоминерализуемого ОВ. В наших исследованиях мы отнесли кислород к показателям, отражающим антропогенное воздействие, связанное с поступлением ливневых стоков, несущих большое количество ОВ.

3.1.1. Химические показатели, характеризующие особенности природного состава воды р. Неглинка в 2014–2015 гг.

По показателю гумусности вода р. Неглинка на всем своем протяжении, по данным за 2014 г., характеризовалась как высокогумусная (подкласс мезополигумусная), согласно классификации (Lozovik, 2013).

На загородном участке р. Неглинка, подверженном влиянию болотных вод, высокому содержанию органических веществ (ОВ) гумусовой природы, определяемого по ХПК, сопутствовали высокие показатели цветности и концентрации $\text{Fe}_{\text{общ}}$ (Таблица 3). Превышение ПДК_{рх} по показателю $\text{Fe}_{\text{общ}}$ отмечалось в 12–51 раз.

На городском участке реки, концентрация ХПК снижалась, как и показатели цветности воды (Таблица 3). Снижение концентрации $\text{Fe}_{\text{общ}}$ вдоль по течению реки составило: от 2.7 мг/л в верхнем течении до 1.38 мг/л в нижнем течении. На всем протяжении реки превышение ПДК_{рх} по общему железу достигало 7–50-кратных значений.

3.1.2. Химические показатели антропогенного загрязнения воды р. Неглинка.

Концентрация легкоминерализуемого вещества, определяемого по БПК₅, на загородном участке р. Неглинка, была небольшой, лишь дважды превышая за оба года ПДК_{рх} в 1.5 раза. В связи с поступлением большого количества легкоминерализуемых ОВ с ливневыми стоками (Таблица 2), на городской части русла значение БПК₅ увеличивалось по сравнению с верхним течением, превышая ПДК_{рх} в среднем в 2 раза (Таблица 3).

В 2014 г. содержание кислорода вдоль русла реки менялось незначительно и имело высокие показатели. В 2015 г. обнаруживалось снижение абсолютного содержания кислорода в воде и насыщения воды кислородом. Наиболее заметно снижение насыщения воды кислородом наблюдалось на ст. N–2, что было связано с поступлением ОВ, определяемых по БПК₅ выше станции отбора проб.

Концентрации нитритов (NO_2^-) на загородном участке реки часто были невысокими, однако этот показатель дважды превышал ПДК_{рх} в 1.2 раза. На городских участках реки количество нитритов увеличивалось на порядок, при этом наблюдалось повсеместное превышение ПДК_{рх} в среднем в 8 раз.

Таблица 3. Показатели химического состава воды р. Неглинки за 2014–2015 гг.

Показатель	2014 г.			2015 г.		
	фоновый участок	городской участок		фоновый участок	городской участок	
	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3
pH	<u>4.5–6.6</u> 5.6 ± 0.4	<u>6.6–7.7</u> 7.2 ± 0.2	<u>6.9–7.9</u> 7.4 ± 0.2	<u>4.3–5.2</u> 4.5 ± 0.3	<u>6.5–7.7</u> 7.0 ± 0.3	<u>6.6–7.8</u> 7.4 ± 0.3
Цветность, град	<u>98–410</u> 177 ± 76	<u>21–286</u> 129 ± 39	<u>29–230</u> 66 ± 37	<u>270–384</u> 349 ± 32	<u>34–283</u> 146 ± 36	<u>64–261</u> 93 ± 13
Fe _{общ} , мг/л	н.д.	н.д.	н.д.	1.2–5.1 2.7 ± 0.4	1.1–4.0 2.1 ± 0.3	0.7–2.8 1.4 ± 0.2
ПО, мг О/л	<u>9.37–12.69</u> 10.34 ± 0.84	<u>9.1–11.2</u> 10.1 ± 0.4	<u>9.4–11.1</u> 10.3 ± 0.5	н.д.	н.д.	н.д.
Нит, ед.	<u>30–64</u> 44 ± 9	<u>14–57</u> 34 ± 8	<u>18–50</u> 25 ± 6	н.д.	н.д.	н.д.
ХПК, мг О/л	н.д.	н.д.	н.д.	<u>33.7–47.2</u> 39.3 ± 3.6	<u>20.3–46.8</u> 27.6 ± 3.3	<u>12.5–40.4</u> 20.4 ± 4.6
O ₂ , мг/л	<u>7.9–11.2</u> 9.9 ± 0.7	<u>8.4–11.0</u> 9.7 ± 0.6	<u>8.8–10.7</u> 9.8 ± 0.6	<u>7.6–9.5</u> 8.2 ± 0.3	<u>5.6–9.8</u> 6.2 ± 0.9	<u>8.7–10.5</u> 9.4 ± 0.3
% насыщения O ₂	<u>71–87</u> 79 ± 4	<u>79–92</u> 84 ± 3	<u>82–90</u> 86 ± 2	<u>62–71</u> 68 ± 2	<u>51–77</u> 56 ± 6	<u>78–92</u> 80 ± 2
ВВ, мг/л	н.д.	н.д.	н.д.	<u>9–92</u> 27 ± 7	<u>6–97</u> 16 ± 6	<u>4–120</u> 16 ± 5
БПК ₅ , мг O ₂ /л	<u>1.4–3.4</u> 1.7 ± 0.4	<u>2.4–6.0</u> 3.5 ± 0.9	<u>2.9–6.6</u> 3.4 ± 0.7	<u>0.9–1.6</u> 1.0 ± 0.1	<u>1.1–6.4</u> 5.0 ± 1.5	<u>2.0–5.3</u> 2.3 ± 0.4
NO ₂ ⁻ , мг N/л	<u>0.009–0.024</u> 0.016 ± 0.004	<u>0.026–0.254</u> 0.198 ± 0.065	<u>0.027–0.243</u> 0.149 ± 0.05	н.д.	н.д.	н.д.
NO ₃ ⁻ , мг N/л	<u>0.035–0.26</u> 0.21 ± 0.06	<u>0.41–1.12</u> 0.59 ± 0.1	<u>0.33–2.89</u> 0.67 ± 0.61	н.д.	н.д.	н.д.
P _{общ} , мкг P/л	<u>19–44</u> 26 ± 6	<u>54–197</u> 103 ± 30	<u>46–211</u> 132 ± 39	<u>42–162</u> 85 ± 19	<u>106–339</u> 166 ± 31	<u>128–319</u> 217 ± 44
P _{мин} , мкг P/л	<u>10–42</u> 25 ± 5	<u>49–191</u> 98 ± 27	<u>33–205</u> 117 ± 38	<u>4–31</u> 18 ± 6	<u>39–273</u> 148 ± 46	<u>117–209</u> 160 ± 20
Нефтепродукты, мг/л	0.03* (сентябрь, октябрь)	0.37* (август)	0.05* (октябрь)	0.05* (сентябрь)	0.34* (сентябрь)	0.04* (сентябрь)

Примечание: в числителе – min–max – минимальные и максимальные величины; в знаменателе – медиана и стандартная ошибка; “н.д.” – нет данных; * – указана максимальная концентрация нефтепродуктов.

Содержание в воде р. Неглинки нитратов (NO₃⁻) было значительно ниже ПДК_{рх}. Отмечалось увеличение нитратов при транзите реки через городскую территорию почти в 3 раза (Таблица 3). Полученные нами данные по содержанию минеральных форм азота в р. Неглинке согласуются с данными других исследователей, осуществлявших отбор проб на реке в этот же период (Дзюбук и Ключкина, 2015).

Содержание общего фосфора (P_{общ}) в 2014 г. было намного меньше, чем в 2015 г., что объясняется метеорологическими условиями, т.к. 2014 г. был более сухими по сравнению с 2015 г. Поступление P_{общ} с ливневыми стоками и стоками с территории частного сектора обуславливало увеличение его концентраций в воде реки на городской территории. Полученные данные по содержанию P_{общ} и P_{мин} в воде р. Неглинки хорошо согласуются с результатами предшествующих исследований (Сабылина и Ефремова, 2017).

Минеральный фосфор (P_{мин}) в воде р. Неглинки имеет в основном антропогенное происхождение. Об этом свидетельствует его высокая доля (28–98%) от общего его содержания. Для водоемов Карелии установлено, что при содержании в воде минерального фосфора в концентрациях, превышающих 10% от общей формы этого элемента, его источником является антропогенное загрязнение (Заличева и Волков, 1994; Лозовик, 2017).

Содержание нефтепродуктов в воде р. Неглинки на верхнем участке русла за оба года исследований не превышало ПДК_{рх} по нефтепродуктам, равной 0.05 мг/л. На ст. N-2 в 2014 г. повсеместно наблюдалось превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам в среднем до 2 раз, достигая максимальных концентраций при семикратном превышении ПДК_{рх}. Такая ситуация объясняется нахождением выше ст. N-2 железнодорожного депо, а также наличием ливневых стоков с высокими концентрациями нефтепродуктов (раздел 2.7). На ст.

N–3 концентрация нефтепродуктов снижалась до 0.04 мг/л. Снижение количества нефтепродуктов к устьевому участку реки можно объяснить частичным осаждением на дно, окислением за счет наличия на реке перекатов и утилизацией бактериями. В 2015 г. в городской черте лишь однажды на ст. N–2 наблюдалось 7-кратное превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам.

Содержание в воде взвешенных веществ было максимальным на загородном участке реки. Несмотря на то, что в черте города взвешенные вещества поступают с ливневыми стоками, в речной воде наблюдается снижение их содержания по сравнению с загородным участком, что также объясняется их частичным осаждением на дно. Небольшое превышение ПДК по взвешенным веществам наблюдалось в городской черте в июне и октябре 2015 г. (до 1.3 ПДК), что связано с высоким фоновым содержанием взвешенных веществ в воде р. Неглинка.

3.1.3. Анализ структуры связей между химическими показателями

Для анализа совместного влияния регионального природного и антропогенного факторов с использованием метода главных компонент (МГК) между химическими показателями была изучена структура связей. МГК применяется как для сокращения размерности пространства признаков с минимальной потерей полезной информации, так и для выявления групп объектов, отличающихся друг от друга по силе корреляции.

При анализе данных за 2014 г., по результатам МГК, три первые главные компоненты отразили вместе 81% общей изменчивости показателей состава воды р. Неглинка. Значимый вклад в ГК1 (первая главная компонента) внесли рН, насыщение воды кислородом, содержание в воде биогенных элементов (NO_2^- , NO_3^- , $P_{\text{общ}}$, $P_{\text{мин}}$) и легкоминерализуемого ОВ (БПК₅), в ГК2 (вторая главная компонента) – содержание растворенного в воде кислорода и ПО, в ГК3 (третья главная компонента) – цветность воды (Таблица 4). На диаграмме распределения значений ГК1 и ГК2 (Рис. 4 А) объекты разделились на две основные группы. В двух правых квадрантах находятся пробы, отобранные на загородной станции во все месяцы наблюдения. В двух левых квадрантах оказались пробы, отобранные на городских станциях за весь период наблюдения. На диаграмме распределения значений ГК1 и ГК3 (Рис. 4 Б) объекты разделились также на две основные группы: в двух правых квадрантах находятся пробы, отобранные на загородной станции во все месяцы наблюдения, в двух левых квадрантах – пробы, отобранные на станциях в городской черте. Расположение станций на графиках свидетельствует о выраженной пространственной неоднородности участков реки, связанной, во-первых, с влиянием болотных вод в верхнем течении р. Неглинка, где обнаружены наименьшие величины рН и высокие показатели цветности, во-вторых, с поступлением подземных вод, которые нейтрализуют воду на городских участках, в-третьих, с поступлением биогенных элементов и легкоминерализуемого ОВ с урбанизированной

территории. Поэтому большие величины рН, пониженная цветность и сильное загрязнение реки биогенными элементами и легкоминерализуемым ОВ характерны для городских участков р. Неглинка (Таблица 3). На фоне резкого различия химического состава фонового и городских участков р. Неглинка их сезонная изменчивость выражена слабо.

Применение МГК для данных по химическому составу воды р. Неглинка за 2015 г. показало, что три первые главные компоненты отразили 83% общей изменчивости признаков. Значимый вклад в ГК1 внесли рН, цветность, ХПК, и содержание фосфора, в ГК2 – содержание кислорода в воде и насыщение воды кислородом, в ГК3 – содержание ВВ в воде (Таблица 5). Расположение станций на графике распределения значений ГК1 и ГК2, и ГК1 и ГК3 повторяют выявленную в 2014 г. пространственную неоднородность участков р. Неглинка по гидрохимическим показателям (Рис. 5 А, Б): верхний участок реки характеризуется влиянием болотных вод, снижающих рН воды и увеличивающих ее цветность и характеризующихся повышенным содержанием ХПК, а городские участки реки характеризуются поступлением подземных вод, нейтрализующих речную воду и загрязнением соединениями фосфора, поступающего с селитебной территории (Таблица 3). Вошедшие в ГК2 содержание O_2 и насыщение воды O_2 вышли отдельно в главную компоненту за счет сильной корреляции между этими двумя показателями, характеризующими изменение кислорода в воде за счет сезонных изменений.

Таким образом, характер распределения станций в осях главных компонент связан с поступлением стока с заболоченных территорий в верхнем течении и подземных вод в среднем течении реки (Бородулина, 2013), которые обуславливают изменение ее химических показателей, характеризующих региональные особенности речных вод (рН, цветность). В то же время применение МГК выявило

Таблица 4. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинка в 2014 г.

Исходные показатели	ГК1	ГК2	ГК3
рН	-0.9	-0.1	-0.1
Цветность	0.5	0.1	-0.7
O_2	0.0	0.8	0.5
Насыщение O_2	-0.7	-0.1	0.2
ПО	0.3	0.8	-0.1
БПК ₅	-0.7	0.5	-0.4
NO_2^-	-0.8	0.1	-0.1
NO_3^-	-0.8	0.2	0.3
$P_{\text{общ}}$	-1.0	0.0	-0.2
$P_{\text{мин}}$	-0.9	0.0	-0.2
Дисперсия	5.2	1.7	1.2
Доля в общей дисперсии, %	52	17	12

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

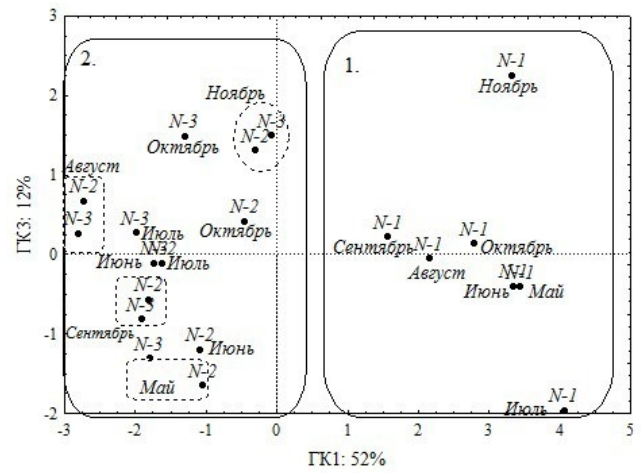
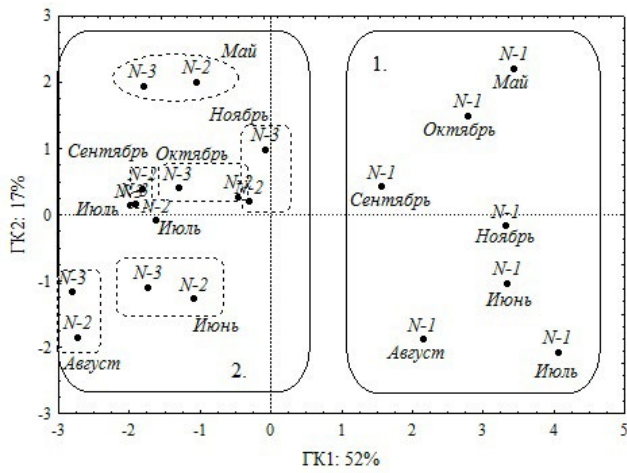


Рис.4. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй (А) и первой и третьей (Б) главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинки в 2014 г. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (ст. N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

в характере классификации станций значительную роль антропогенного фактора (поступление фосфора с городских территорий). В целом результаты статистического анализа иллюстрируют совместное влияние двух факторов (природного и антропогенного) на химический состав воды, что определяет методические проблемы в оценке качества высокоцветных вод р. Неглинки.

Предоставляло интерес рассмотреть классификацию станций на р. Неглинке с учетом данных только по антропогенному загрязнению. С этой целью из начальных массивов данных за 2014–2015 гг. исключили показатели, отражающие влияние природных факторов (рН, цветность, ПО, ХПК, Fe_{общ}). Результаты МГК представлены в Таблицах 6 и 7 и на Рис. 6 и 7. Как в 2014 г., так и в 2015 г., первые главные компоненты отразили влияние антропогенного фактора, а именно поступление с ливневым стоком биогенных веществ, легкоминерализуемого ОВ (Таблицы 6 и 7). Корреляция использованных показателей химического состава воды отражает их происхождение, связанное с лив-

Таблица 5. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинки в 2015.

Исходные показатели	ГК1	ГК2	ГК3
рН	-0.9	0.1	-0.1
Цветность	0.9	0.1	0.0
O ₂	0.0	1.0	0.0
Насыщение O ₂	-0.3	0.9	0.3
ХПК	0.7	-0.5	-0.1
БПК ₅	-0.6	-0.6	0.0
ВВ	-0.1	-0.2	0.9
P _{общ}	-0.8	-0.1	-0.2
P _{мин}	-0.8	-0.1	-0.4
Fe _{общ}	0.6	0.2	-0.6
Дисперсия	4.4	2.4	1.5
Доля в общей дисперсии, %	44	24	15

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

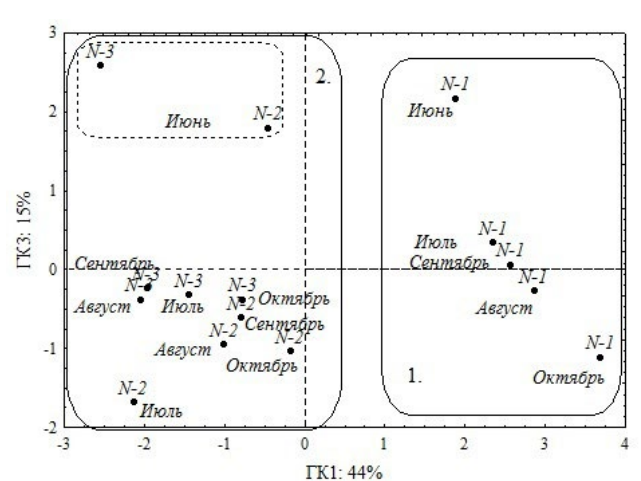
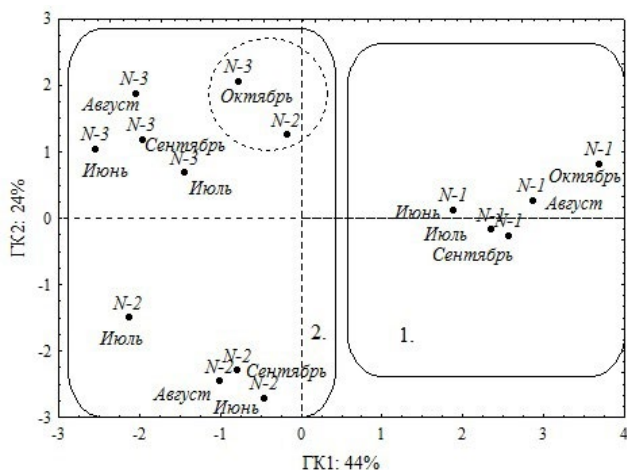


Рис.5. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй (А) и первой и третьей (Б) главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинки в 2015 г. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

невыми стоками. Ординация станций в осях двух главных компонент четко показала их разделение на фоновый и городские участки. Таким образом, исключение из общего массива данных характеристик химического состава, определяемых влиянием регионального природного фактора, обосновало необходимость оценки качества воды р. Неглинка только по показателям, отражающим влияние антропогенного фактора.

3.2. Микробиологические показатели

Распределение общей численности бактерий (ОЧБ), сапрофитных бактерий (СБ) и общих колиформных бактерий (ОКБ) за оба года исследований на трех станциях р. Неглинка представлено в Таблице 8 и на Рис. 8. Все показатели варьировали в широком диапазоне вдоль русла реки. ОЧБ, СБ и ОКБ характеризовались низкими показателями на фоновой ст. N-1 и увеличивались на станциях в городской черте (Таблица 8 и Рис. 8). Комплексное влияние точечных и неточечных источников загрязнения может приводить к высоким концентрациям ОЧБ, СБ и ОКБ на станциях, расположенных в городской черте (Рис. 8). Наибольшая численность была характерна для ст. N-2, что связано с впадением ливневых стоков выше станции отбора (Рис. 2) и влиянием неблагоустроенных жилых построек, расположенных на самом берегу реки.

На протяжении двух лет максимальные показатели ОЧБ, СБ и ОКБ наблюдались в 2014 г., что вероятно связано с метеорологическими условиями, лучшим прогревом воды (Рис. 3). Зависимость развития бактерий от температуры воды часто отмечается многими авторами (Rheinheimer, 1977; Lee et al., 2016; Seo et al., 2019), однако нам не удалось установить значимой корреляции развития бактериопланктона с температурой воды в связи с высокой скоростью течения, мелководностью, сильным влиянием антропогенного фактора.

Непараметрический анализ с применением U-критерия Манна – Уитни показал статистически значимые различия между количественными показателями загородного участка реки и городских станций N-2 и N-3 (Таблица 9). При сравнении городских станций между собой было обнаружено, что в 2014 г. ст. N-2 статистически значимо отличалась от ст. N-3 лишь по показателям ОЧБ, а в 2015 г. – наоборот, по численности СБ и ОКБ.

Из Рис. 9 видно, что увеличение бактериопланктона характерно для летнего периода, когда отмечается повышение температуры воды (Рис. 3), и в осенний период – при увеличении выпадения осадков, способствующих смыву загрязнений с селитебной территории. Более ранние исследования подтверждают наблюдаемое нами увеличение численности бактерий в летний и осенний периоды из-за притока загрязняющих веществ с осадками, выпавшими накануне отбора проб (Тимакова, 2013; Теканова и др., 2015).

Показатели бактериопланктона в сезонном аспекте между собой коррелировали в целом слабо,

Таблица 6. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинка в 2014 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов (рН, цветности, ПО).

Исходные показатели	ГК1	ГК2
O ₂	-0.1	-1.0
Насыщение O ₂	-0.7	-0.1
БПК ₅	-0.8	-0.2
NO ₂ ⁻	-0.8	-0.1
NO ₃ ⁻	-0.8	-0.2
P _{общ}	-1.0	0.2
P _{мин}	-0.9	0.3
Дисперсия	4.2	1.15
Доля в дисперсии %	60	16

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

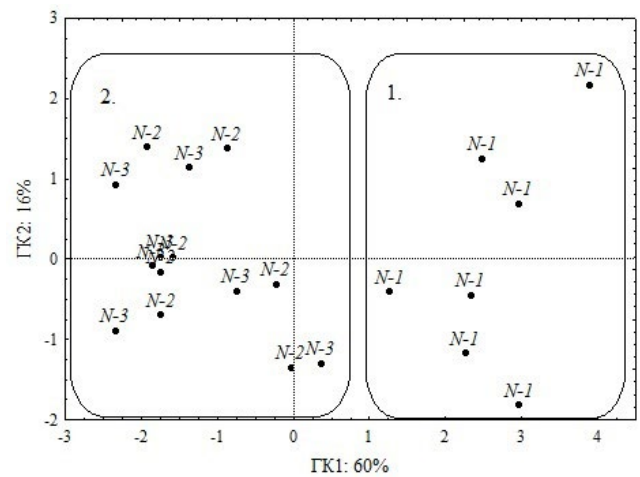


Рис.6. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинка в 2014 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

что объясняется быстрым течением реки. Лишь в отдельных случаях коэффициент корреляции Спирмена был значим: между ОЧБ и ОКБ на ст. N-2 (0.86) и ст. N-3 (0.86) – в 2014 г. и для СБ и ОКБ на ст. ст. N-3 (0.81) – в 2015 г.

3.3. Результаты биотестирования воды р. Неглинка

В экспериментах, проведенных в 2014 и 2015 гг., в контрольном варианте выживаемость рачков *C. affinis* к концу экспериментов составляла 100%. Лишь в одном случае (в одной повторности из двух) в мае 2014 г. к концу 48-часового опыта выжило 4 рачка из 5, в другой – 5 экз. рачков (средняя выживаемость – 90%). Во всех сериях опытов в конце эксперимента контрольные животные активно передвигались в толще воды, в их выводко-

вых сумках находилась молодь, что свидетельствовало о хорошем состоянии используемой в экспериментах культуры *C. affinis*.

В образцах речных вод выживаемость рачков *C. affinis* к концу 2-суточных опытов изменялась в широких пределах – от 0 до 100% (Рис. 10). При этом повторяемость результатов по двум повторностям во всех сериях опытов была полной. Исключение составил один случай с небольшим отклонением между повторностями. В мае 2014 г. при биотестировании образца воды со ст. N-2 в одной из повторностей выжило 5 экз., в другой – 4 экз. (средняя выживаемость 90%).

Наиболее токсичные пробы воды р. Неглинка (при минимальной выживаемости рачков *C. affinis* вплоть до их полной гибели), как в 2014 г., так и в 2015 г., были выявлены в ее верхнем течении – на ст. N-1 (Рис. 10 А). Эта станция расположена в верховье реки, в так называемом фоновом районе, расположенном за чертой г. Петрозаводска и не испытывающем антропогенного воздействия. В 2014 г. полная гибель рачков в пробах воды со ст. N1 отмечалась в мае, июне и ноябре. В августе, сентябре и октябре 2014 г. выживаемость рачков *C. affinis* в образцах речной воды из фонового района увеличивалась до 80-100%. В 2015 г. летальный эффект в пробах воды со ст. N-1 отмечался на протяжении всего изученного периода, с мая по август (Рис. 10А).

Принципиально иная токсикологическая ситуация отмечалась на городских станциях N-2 и N-3, испытывающих высокую антропогенную нагрузку. По результатам биотестирования в 2014–2015 гг., выживаемость тест-объектов в речных водах со станций N-2 и N-3 составила 100% (Рис. 10 Б, В). Лишь в одном случае (май 2014 г., образец речной воды со ст. N-2) выживаемость рачков незначительно снизилась и составила 90%. Высокая плавательная активность рачков и наполнение их выводковых сумок молодью свидетельствовали о хорошем состоянии тест-объектов в конце 2-суточного эксперимента по биотестированию речных вод со станций N-2 и N-3. Таким образом, в течение двух лет во все изученные сезоны пробы речной воды, отобранные с двух городских участков, не проявили острого токсического действия на рачков *C. affinis*.

Таблица 7. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинка в 2015 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов (рН, цветности, Fe_{общ}, ХПК).

Исходные показатели	ГК1	ГК2
O ₂	0.5	0.8
Насыщение O ₂	0.4	0.9
БПК ₅	-0.9	-0.0
ВВ	0.2	-0.5
P _{общ}	-0.8	0.4
P _{мин}	-0.8	0.5
Дисперсия	2.4	2.0
Доля в дисперсии %	40	34

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

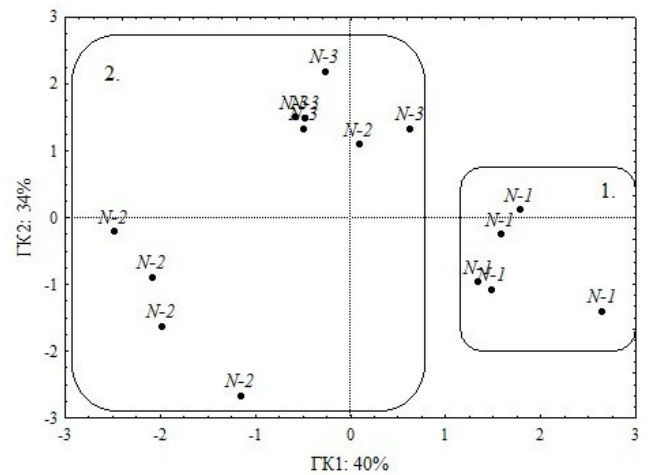


Рис.7. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинка в 2015 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

Таблица 8. Микробиологические показатели.

Показатели	2014 г.			2015 г.		
	фоновый участок	городской участок		фоновый участок	городской участок	
		ст. N-1	ст. N-2		ст. N-3	ст. N-1
ОЧБ, ·10 ⁶ кл./мл	0.6–4.02 0.97 ± 0.42	1.10–18 5.7 ± 2.75	0.85–5.26 3.53 ± 0.79	0.42–1.78 1.15 ± 0.35	3.04–7.46 3.49 ± 0.72	1.57–5.21 2.78 ± 0.7
СБ, ·10 ³ КОЕ/мл	0.15–3.96 1.22 ± 0.82	1.8–196 70.6 ± 53.8	6.1–28 13.5 ± 3.47	0.03–0.24 0.1 ± 0.02	0.1–45.9 20.6 ± 11.8	0.18–3.0 0.78 ± 0.24
ОКБ, ·10 ³ КОЕ/л	0.33–389 15 ± 21	130–6400 3545 ± 1486	111–1464 464 ± 267	1.22–40.67 9.61 ± 5.64	300–1324 593 ± 218	38.4–225 75 ± 23
СБ/ОЧБ, %	0.04–1.03 0.2 ± 0.14	0.33–6.79 1.2 ± 1.76	0.36–6.77 1.0 ± 0.25	0.004–0.08 0.01 ± 0.01	0.007–2.08 0.8 ± 0.49	0.02–0.26 0.05 ± 0.01

Примечание: в числителе – min-max – минимальные и максимальные величины; в знаменателе – медиана и ее ошибка.

4. Обсуждение

4.1. Оценка качества речной воды р. Неглинка по химическим показателям

Как показал анализ химических данных методом главных компонент (раздел 3.1.3), основной проблемой оценки качества воды р. Неглинка по химическим показателям является влияние антропогенного фактора ($P_{\text{общ}}$, $P_{\text{мин}}$, БПК₅) на фоне воздействия регионального природного фактора (цветность, рН). Два фактора внесли значимый вклад в разделение станций на две группы – станции, расположенные на фоновом участке (первая группа) и станции, расположенные на городских участках (вторая группа).

Для дифференцированной оценки влияния двух факторов был выполнен расчет УКИЗВ по двум наборам данных. При этом при расчете индекса были использованы данные за 2015 г., когда был получен наиболее широкий перечень химических показателей. На первом этапе расчет УКИЗВ был выполнен с использованием всего набора химических показателей. Расчеты показали, что на всем протяжении русла р. Неглинка вода на изученных станциях характеризуется повышенным уровнем загрязнения, которое было связано как с показателями, отражающими антропогенную нагрузку, так и с показателями, связанными с воздействием заболоченной водосборной территории (рН, $Fe_{\text{общ}}$) (Таблица 10).

По литературным данным (Бородулина, 2013; Бородулина и др., 2020), высокое содержание $Fe_{\text{общ}}$ и низкие показатели рН в воде р. Неглинка отражают влияние региональных природных факторов. В связи с этим, на втором этапе из расчетов УКИЗВ были исключены показатели, характеризующие влияние регионального природного фактора, в соответствии с РД 52.24.643-2002. Новые расчеты показали, что вода р. Неглинка в верхнем течении соответствует чистым водам, в то время как при транзите через г. Петрозаводск статус воды резко меняется на «грязные» или «загрязненные». Таким образом, была получена новая оценка загрязненности воды, которая позволила более точно выявить антропогенно измененные участки р. Неглинка и степень их загрязнения (Таблица 10).

4.2. Оценка качества воды р. Неглинка по микробиологическим показателям

Проблема оценки качества высокоцветных вод по микробиологическим показателям связана с мало изученным в настоящее время воздействием гумусовых веществ на бактерий.

Известно, что гуминовые и фульвовые кислоты могут оказывать на бактерий как стимулирующее, так и угнетающее воздействие (Visser, 1985; Tranvik and Höfle, 1987; Jones et al., 1988). Трудность биоиндикации высокоцветных вод определяется и тем, что большинство биологических классификаций рассматривают влияние антропогенного фактора на водоемы без учета региональных особенностей их вод (Драчев, 1964).

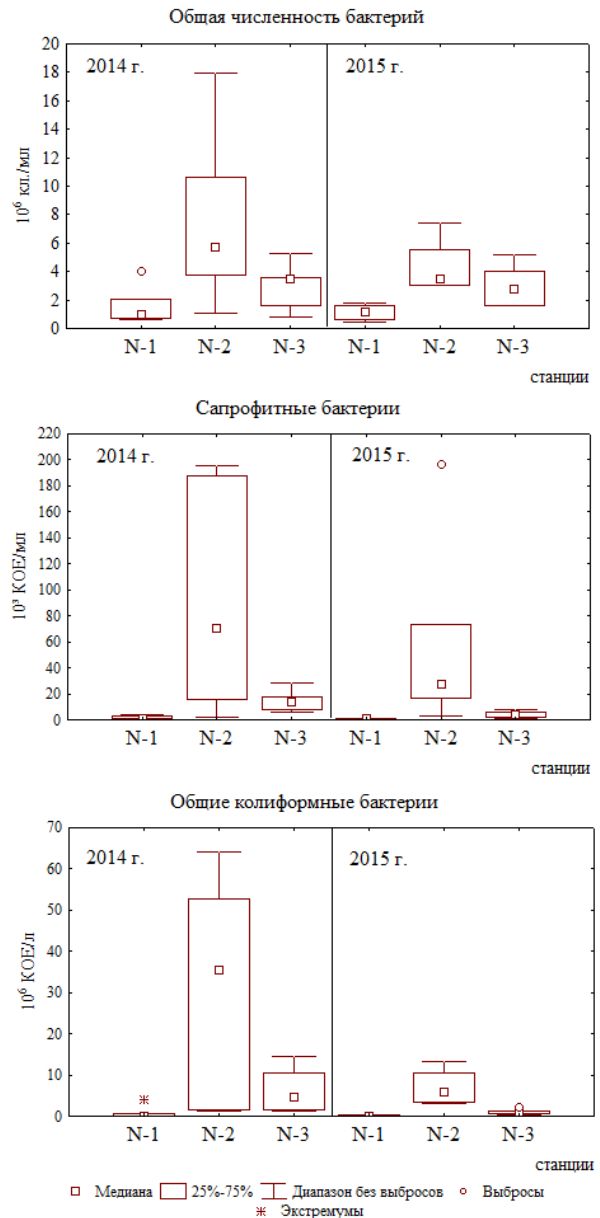


Рис.8. Пространственное распределение ОЧБ, СБ и ОКБ на станциях р. Неглинка в 2014–2015 гг.

Таблица 9. Уровни значимости U-критерия Манна – Уитни между загородным участком реки и городскими в р. Неглинке в 2014–2015 гг.

Показатели	Фоновый участок / Городской участок		Городской участок
	ст. N-1 / ст. N-2	ст. N-1 / ст. N-3	ст. N-2 / ст. N-3
2014 г.			
ОЧБ	0.006*	0.110	0.035
СБ	0.006	0.002	0.085
ОКБ	0.004	0.006	0.142
2015 г.			
ОЧБ	0.004	0.016	0.200
СБ	0.004	0.004	0.020
ОКБ	0.004	0.006	0.004

Примечание: * Жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0.05$)

Для решения проблемы биоиндикации качества воды с высоким содержанием гумусовых веществ, в предыдущих исследованиях (Макарова и др., 2023), на примере 12 притоков Онежского озера была рассмотрена структура связей между химическими (рН, цветность, ХПК, БПК₅, Fe_{общ}, O₂, содержание взвешенных веществ и P_{общ}) и микробиологическими (ОЧБ, гетеротрофные бактерии, СБ, общее микробное число, ОКБ, фенолоксиляющие бактерии, углеводородоксиляющие бактерии) показателями воды. Была выявлена высокая корреляция микробиологических показателей с содержанием легкоминерализуемого органического вещества, отражающим антропогенное воздействие на реки, и отсутствие связей с показателями, характеризующими влияние заболоченного водосбора. Таким образом, была доказана применимость общепринятых классификаций для оценки качества вод высокоцветных притоков, находящихся под антропогенным влиянием, по микробиологическим показателям.

Согласно биоиндикации качества воды р. Неглинки (Таблица 8), вода на фоновом ее участке по медианным показателям СБ/ОЧБ в 2014 г. соответствовала «загрязненным» водам, в 2015 г. – «чистым». Вода на ст. N–2 за оба года по медианным показателям соответствовал классу «грязных» вод, на ст. N–3 в 2014 г. – «грязным», в 2015 г. – «загрязненным». В целом в 2014 г. численность бактериопланктона была выше по сравнению с 2015 г. (Рис. 8), что, вероятно, связано с метеорологическими условиями – разным количеством осадков, обуславливающим поступление бактерий с селитерной территории.

Медианные значения ОКБ (Таблица 8) повсеместно превышали санитарные нормы для рекреационных зон, которые составляют 5000 КОЕ/л. Так, на фоновом участке реки превышение нормы наблюдалось в 2–3 раза, на ст. N–2 – в 119–709 раз, на ст. N–3 – в 15–93 раза. Многократное превышение санитарных норм количества ОКБ свидетельствует о неблагоприятной санитарной ситуации на реке.

Таким образом, оценка качества воды по микробиологическим показателям позволила выявить непригодность р. Неглинки для рекреационного использования. Важнейшей задачей является проведение широких мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий. Актуальность улучшения экологической ситуации на водосборе усиливается в связи с тем, что устье р. Неглинки расположено вблизи водозабора питьевой воды для населения г. Петрозаводска.

4.3. Оценка токсичности воды

В результате биотестирования воды р. Неглинки, притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, была обнаружена парадоксальная ситуация. Пробы речной воды, отобранные на фоновом участке, не испытывающем какого-либо загрязнения, проявили высокую

токсичность для ветвистоусых рачков *C. affinis*. В то же время, на станциях, расположенных в пределах территории крупного г. Петрозаводска, где отмечается концентрация источников загрязнения, речные воды оказались нетоксичными для ветвистоусых рачков в 2-суточных опытах.

Для объяснения этого противоречия были привлечены данные по химическому составу воды р. Неглинки, а именно, активной реакции среды (рН) и цветности воды. Речные воды со ст. N–1, оказывающие летальное действие на рачков, характеризовались очень низкой величиной рН. Так, в 2014 г. значения активной реакции среды были минимальными (4.3–5.4) в мае, июне и ноябре (Рис. 10 А). Именно в эти месяцы отмечалась полная гибель рачков в пробах. В августе, сентябре и октябре 2014 г. величина рН возрастала (5.7–6.6), что сопровождалось увеличением выживаемости рачков в пробах до 80–100%. В 2015 г. во всех пробах воды рН была очень низкой (4.3–5.2). При этих значениях рН все пробы воды оказались летальными для рачков *C. affinis*.

Пробы речной воды на станциях N–2 и N–3 в 2014–2015 гг., которые не вызвали токсического эффекта, в течение всего периода наблюдений характеризовались значительно более высокими, чем на ст. N–1, величинами рН воды, изменявшимися в пределах 6.5–7.9 (Рис. 10 Б, В).

Для выявления фактора токсичности речных вод было выполнено сравнение величин рН и цветности на разных участках р. Неглинки. Медианные значения и стандартные ошибки величины рН речной воды за 2014–2015 гг. на трех станциях на р. Неглинке представлены в Таблице 11.

При попарном сравнении величин рН на трех станциях с использованием критерия Манна–Уитни было выявлено значимое ($p < 0.05$) различие между величинами рН на ст. N–1, а также значениями рН на станциях N–2 и N–3. В то же время, между станциями N–2 и N–3 значения рН речной воды значимо не различались ($p > 0.05$).

На графике в осях, отражающих значения рН и токсичность речной воды (Рис. 11), все пробы оказались разделенными на две группы – летальные пробы с низкими значениями рН и нетоксичные пробы со значениями рН, близкими к нейтральному, или со слабокислой реакцией среды.

Весьма важно, что граница по величине рН между летальными и нетоксичными пробами оказалась очень узкая, всего 0.3 ед. рН – в диапазоне 5.4–5.7 (Рис. 11). Это доказывает, что главной причиной гибели тест-объектов в воде р. Неглинки со ст. N–1 были низкие величины рН.

По литературным данным (Belanger and Cherry, 1990), пороговые уровни низких значений рН для рачков *Ceriodaphnia dubia* соответствуют величине (48 ч) LC 50 кислых вод со значением рН, равным 4.6. Таким образом, величина рН, вызывающая гибель ветвистоусых рачков *C. affinis* за 48 часов, очень близка к наблюдаемым в экспериментах по биотестированию воды р. Неглинки значениям рН летальных проб воды (4.3–5.4). Это служит дополнительным доказательством критической роли рН

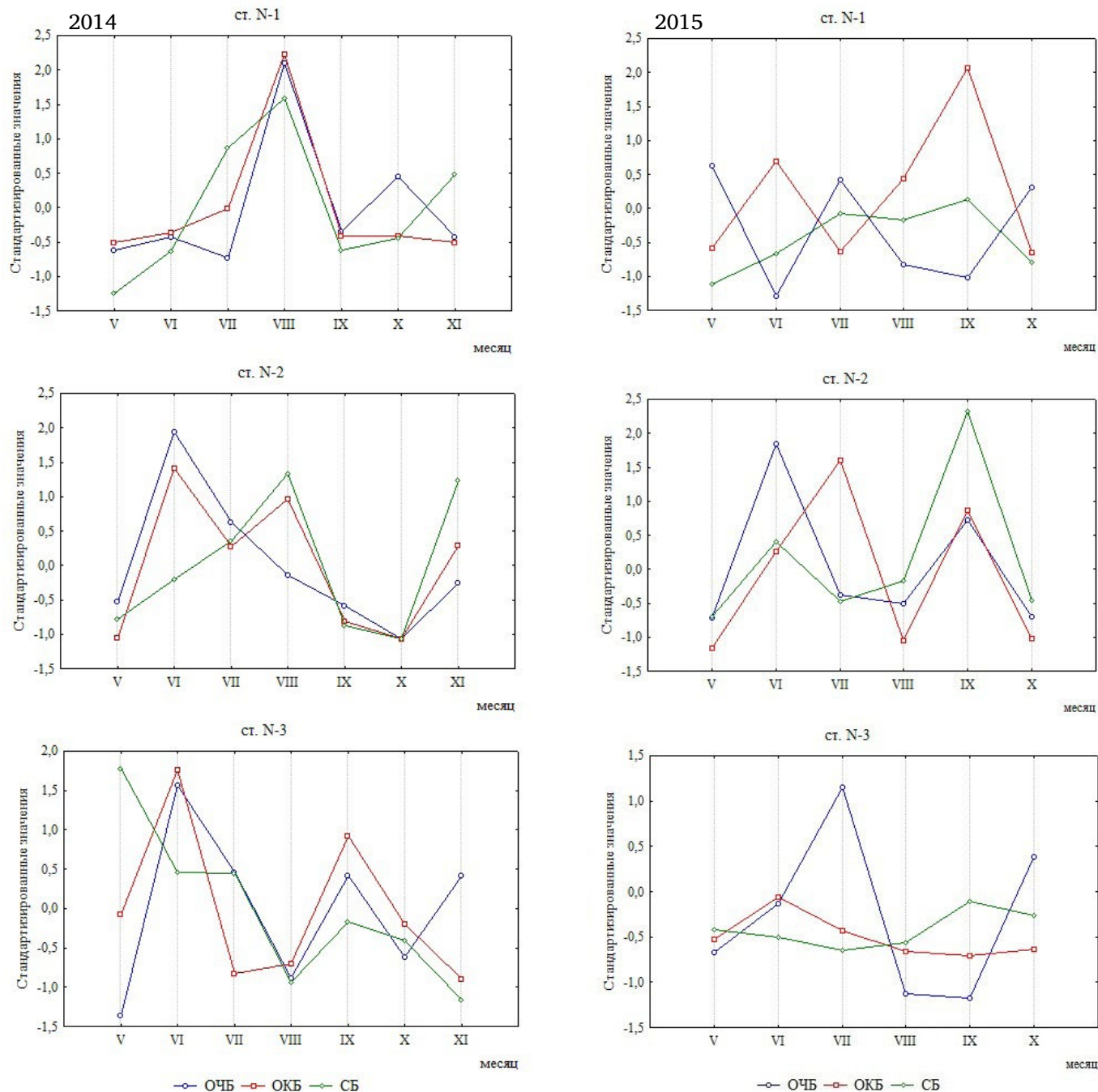


Рис.9. Сезонное распределение ОЧБ, ОКБ и СБ (стандартизированные значения) на станциях р. Неглинка в 2014 и 2015 гг.

для выживания/гибели рачков *C. affinis* в экспериментах по биотестированию воды р. Неглинка.

В свою очередь, причиной низких значений рН речной воды на фоновой ст. N-1 является высокое содержание в воде гуминовых кислот, поступающих в р. Неглинку с заболоченного в верхнем течении водосбора. Об это свидетельствует высокая цветность воды, которая на ст. N-1 в 2014–2015 гг. варьировала в пределах 98–380 град. Медианные значения и стандартные ошибки медианы показателей цветности воды на разных станциях на р. Неглинке представлены в Таблице 11. Низкие величины рН при высокой цветности воды являются характерной чертой многих речных вод Карелии, поскольку гумусовые кислоты вносят основной вклад в кислотность среды (Lozovik, 2013).

Отсутствие токсичности воды р. Неглинка на городских участках можно объяснить влиянием подземных вод, которые способствуют увеличению рН воды речных вод (Andronikov et al., 2019). В свою очередь, при повышении рН до значений 6 усиливается комплексообразование железа и гумусовых кислот (Fang et al., 2015). Комплексообразование приводит к уменьшению токсичности тяжелых металлов для биоты из-за уменьшения их биодоступности (Moiseenko, 2019; Lozhkina et al., 2020). Так, в результате связывания тяжелых металлов гуминовыми кислотами и органическими веществами антропогенного происхождения отмечалось снижение токсичности речных вод для водорослей *Chlorella vulgaris* (Vishnyakov et al., 2016).

Судьба тяжелых металлов, поступающих с водосборной территории, в экосистеме р. Неглинки была прослежена в работе (Slukovskii and Polyakova, 2017). В городской черте выявлено оседание железа, а также микроэлементов (Cu, Zn, Cd, Sb, W) на дно р. Неглинки и их накопление в донных отложениях, а также аккумуляция в тканях олигохет, обитающих на дне реки. Было показано, что большую роль в процессах накопления на дне тяжелых металлов играют окислы железа, которое содержится в высоких концентрациях в воде р. Неглинки.

Таким образом, особенность экологической ситуации в р. Неглинке связана с тем, что минерализованные подземные воды вместе с гумусовыми веществами формируют геохимический барьер на пути тяжелых металлов с урбанизированной территории в воду р. Неглинки. Тем не менее, выявленные превышения ПДК_{рх} по содержанию нефтепродуктов может определять хроническое токсическое действие речных вод на гидробионтов (Лукина и Беличева, 2013). Поток токсических веществ с городских территорий направлен, главным образом, в донные отложения реки. Этим и объясняется отсутствие острой токсичности воды р. Неглинки на городской территории. Результаты данного исследования подчеркивают необходимость дополнения химических анализов тестами на токсичность для выявления причин опасности речных вод для водных организмов.

5. Выводы

Геохимические региональные особенности изученного притока Онежского озера – р. Неглинки, протекающей по урбанизированной территории, определили три основных проблемы при оценке качества речных вод.

Первая проблема была связана с высокими концентрациями железа, поступающего с подземными водами, и стоком гумусовых веществ с заболоченных водосборных территорий. Эти компоненты определили низкое качество воды на фоновом участке притока, который не испытывает антропогенное воздействие. На фоне негативного влияния природного фактора на качество воды р. Неглинки, методические трудности были связаны с выявлением зон антропогенного воздействия. Решить эту проблему позволило использование модифицированного УКИЗВ, при расчете которого были исклю-

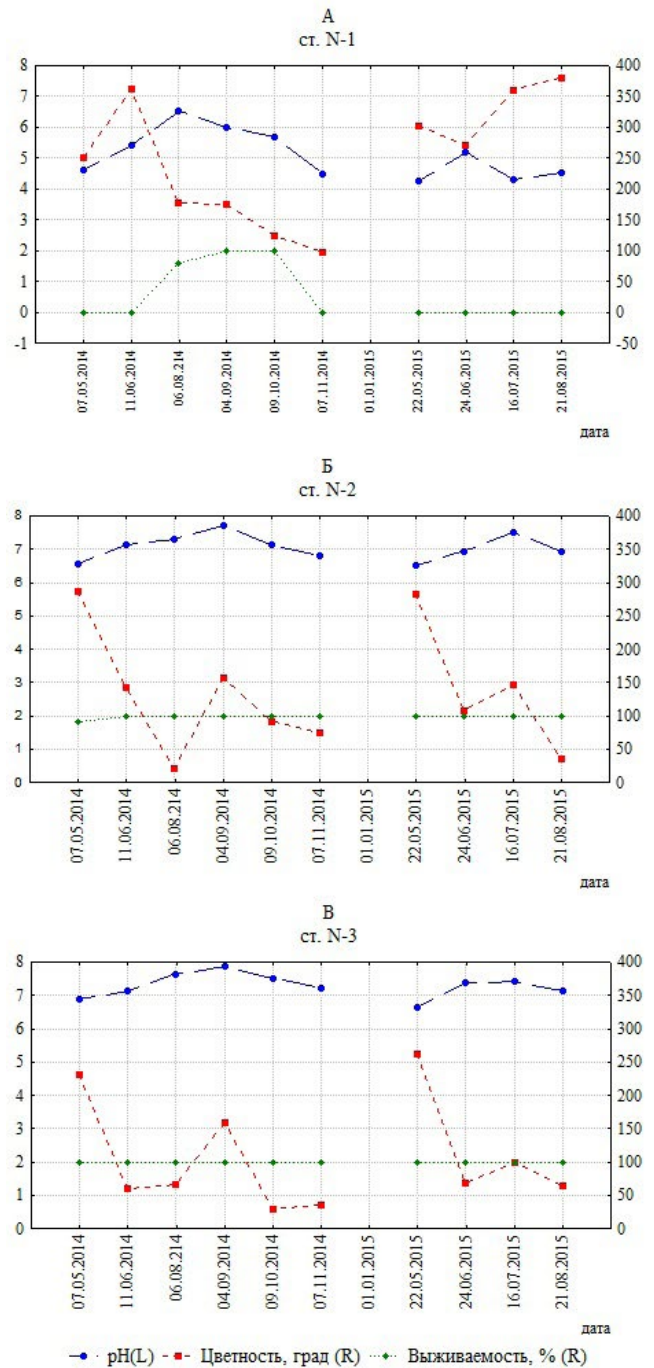


Рис.10. Межгодовая (2014–2015 гг.) и сезонная динамика показателей выживаемости рачков *C. affinis* в пробах воды р. Неглинки, величины pH и цветности воды на станциях N-1 (А), N-2 (Б) и N-3 (В); L – левая ось, R – правая ось.

Таблица 10. Характеристика загрязненности и значения УКИЗВ, по совокупности нормированных показателей на р. Неглинке

Станции	УКИЗВ	Характеристика состояния загрязненности воды	Показатели с превышением ПДК
С учетом всех изученных химических показателей			
Ст. N-1	3.25	Зб, очень загрязненная	pH, Fe _{общ}
Ст. N-2	5.44	4а, грязная	Fe _{общ} , O ₂ , БПК ₅ , P _{мин} , нефтепродукты, ВВ
Ст. N-3	3.67	Зб, очень загрязненная	Fe _{общ} , БПК ₅ , P _{мин} , ВВ
Без учета региональных природных химических показателей			
Ст. N-1	0	Условно чистая	—
Ст. N-2	4.96	4а, грязная	O ₂ , БПК ₅ , P _{мин} , нефтепродукты, ВВ
Ст. N-3	2.63	За, загрязненная	БПК ₅ , P _{мин} , ВВ

чены показатели химического состава, отражающие влияние природных факторов. Применение регионального подхода позволило уточнить зоны влияния антропогенного фактора на р. Неглинку, что важно для целевого принятия природоохранных мер.

Вторая проблема связана со сложностью интерпретации данных биоиндикации качества высокоцветных вод по микробиологическим показателям. Оставалось неизвестным, влияние какого фактора, природного или антропогенного, отражают показатели бактериопланктона. Исследование структуры связей между микробиологическими и химическими показателями, доказавшее индикаторную роль бактериопланктона для оценки качества высокогумусных вод, позволило выявить неблагоприятные зоны в р. Неглинке по микробиологическим показателям. Выявлена непригодность р. Неглинка для рекреационного использования, что определяет необходимость проведения мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий.

Проблема биотестирования речных вод была связана с низкими значениями pH речной воды, определившими высокую токсичность воды на фоновом участке р. Неглинка, не подверженному антропогенному воздействию. На загрязненных участках р. Неглинка токсические свойства воды отсутствовали из-за барьерной роли подземных вод, поступление которых приводило к увеличению pH воды, и комплексообразующей способности гумусовых веществ, которые снижали биодоступность тяжелых металлов. Исследования показали, что при оценке токсичности высокоцветных вод токсикологические методы должны использоваться исключительно в комплексе с гидрохимическими и микробиологическими методами и служить для расшифровки сложных механизмов взаимодействия природных и антропогенных факторов.

Благодарности

Работа выполнена в рамках Государственного задания № 121021700117-3 в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН.

Мы благодарим аналитическую лабораторию Института леса Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» и лично заведующего лабораторией Никерову К.М. за помощь в осуществлении обработки химических проб воды.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Akhtar M., Bakhtiyar, Qayoom I. 2024. Sewage pollution as a major cause for deterioration of water quality in lake ecosystems. *Aquatic Pollution*. CRC Press: 145–161. DOI: [10.1201/9781003503705](https://doi.org/10.1201/9781003503705)

Таблица 11. Медианные значения и стандартные ошибки величины pH и цветности речной воды за 2014–2015 гг. на трех станциях на р. Неглинке.

Станции	pH	Цветность, град
Ст. N-1	4.89 ± 0.40	260 ± 68
Ст. N-2	7.05 ± 0.22	125 ± 35
Ст. N-3	7.29 ± 0.17	67 ± 36

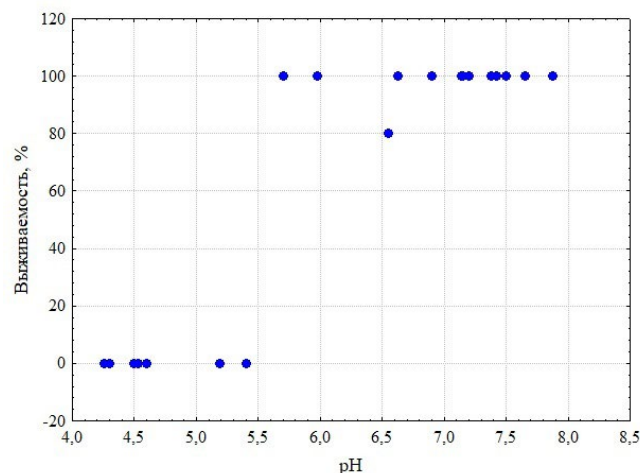


Рис. 11. Соотношение между величинами pH воды р. Неглинка (ось абсцисс) и выживаемостью рачков в пробах (ось ординат) в 2014–2015 гг. (данные по трем станциям).

Andronikov A.V., Novak M., Borodulina G.S. et al. 2019. One river, two streams: chemical and chromium isotopic features of the River Neglinka (Karelia, northwest Russia). *Hydrological Sciences Journal* 64(8): 974–982. DOI: [10.1080/02626667.2019.1617418](https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1617418)

Arvola L., Salonen K., Keskitalo J. et al. 2014. Plankton metabolism and sedimentation in a small boreal lake – a long-term perspective. *Boreal Environment Research* 19: 83–96.

Belanger S.E., Cherry D.S. 1990. Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to *ceriodaphnia dubia* (Cladocera). *Journal of Crustacean Biology* 10(2): 225–235. DOI: [10.1163/193724090X00050](https://doi.org/10.1163/193724090X00050)

Fang K., Yuan D., Zhang L. et al. 2015. Effect of environmental factors on the complexation of iron and humic acid. *Journal of Environmental Sciences* 27: 188–196. DOI: [10.1016/j.jes.2014.06.039](https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.039)

Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (Eds.) Washington: Lewis Publishers, CRC Press LLC.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: I. Effects of drought and post-drought conditions. *Hydrobiologia* 213 (3): 205–225.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: II. Seasonal relationships. *Hydrobiologia* 213 (3): 227–240.

Jones R.I., Salonen K., De Haan H. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshwater Biology* 19(3): 357–369. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x)

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of Crustaceans. *Water Resources*. 40 (6): 657–666. DOI: [10.1134/S0097807813060055](https://doi.org/10.1134/S0097807813060055)

Kong Z., Shao Z., Shen Y. et al. 2021. Comprehensive evaluation of stormwater pollutants characteristics, purification process and environmental impact after low

impact development practices. *Journal of Cleaner Production* 278: 123509. DOI: [10.1016/j.jclepro.2020.123509](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123509)

Lee H.J., Park H.K., Lee J.H. et al. 2016. Coliform pollution status of Nakdong river and tributaries. *Journal of Korean Society on Water Environment* 32(3): 271–280. (In Korean)

Liu G., Zhang Y., Knibbe W.J. et al. 2017. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. *Water research* 116: 135–148. DOI: [10.1016/j.watres.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.031)

Lozhkina R.A., Tomilina I.I., Gapeeva M.V. 2020. Long-term dynamics of the water quality in the Rybinsk reservoir according to biotesting. *Ecosystem Transformation* 3(3): 125–138. DOI: [10.23859/estr-200323](https://doi.org/10.23859/estr-200323)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters in humid zone based on their acid-base equilibrium. *Water Resources* 40 (6): 631–639. DOI: [10.1134/S0097807813060067](https://doi.org/10.1134/S0097807813060067)

Makarova E.M., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. 2022. Bacterioplankton Status in the Lososinka River (Tributary of Lake Onego) and the Water Quality by Microbiological Indicators. *Biology Bulletin* 49(10): 1996-2003. DOI: [10.1134/S1062359022100363](https://doi.org/10.1134/S1062359022100363)

Moiseenko T.I. 2019. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels. *Geochemistry International* 57 (7): 737-750. DOI: [10.1134/S0016702919070085](https://doi.org/10.1134/S0016702919070085)

Mount D.I., Norberg T.J. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 425-434. DOI: [10.1002/etc.5620030307](https://doi.org/10.1002/etc.5620030307)

Oslo and Paris Commission. 1997. JAMP guidelines for general biological effects monitoring.

Rheinheimer G. 1977. Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. *Microbial ecology of a brackish water environment*, pp. 121-137. DOI: [10.1007/978-3-642-66791-6_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-66791-6_11)

Seo M., Lee H., Kim Y. 2019. Relationship between coliform bacteria and water quality factors at weir stations in the Nakdong River, South Korea. *Water* 11(6): 1171. DOI: [10.3390/w11061171](https://doi.org/10.3390/w11061171)

Slukovskii Z.I., Polyakova T.N. 2017. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes. *Inland Water Biology* 10(3): 315-322. DOI: [10.1134/S1995082917030154](https://doi.org/10.1134/S1995082917030154)

Tranvik L.J., Höfle M.G. 1987. Bacterial Growth in Mixed Cultures on Dissolved Organic Carbon from Humic and Clear Waters. *Applied and Environmental Microbiology* V(3): 482-488. DOI: [10.1128/aem.53.3.482-488.1987](https://doi.org/10.1128/aem.53.3.482-488.1987)

US Environmental Protection Agency. (USEPA). 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms.

Vishnyakov A.N., Davydova N.S., Stravinskene E.S. et al. 2016. Copper ion bioavailability in waters of various origin. *Povolzhskiy Journal of Ecology* (2): 123-130. DOI: [10.18500/1684-7318-2016-2-123-130](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2016-2-123-130)

Visser S.A. 1985. Physiological action of humic substances on microbial cells. *Soil Biology and Biochemistry* 17(4): 457–462. DOI: [10.1016/0038-0717\(85\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90009-4)

Zhang X., Chen L., Liu G. et al. 2021. Unexpected river water quality deterioration due to stormwater management in an urbanizing watershed. *Water Resources Research* 57(12): e2021WR030181. DOI: [10.1029/2021WR030181](https://doi.org/10.1029/2021WR030181)

Бородулина Г.С., Светов С.А., Токарев И.В. и др. 2020. Роль высокоуглеродистых (шунгитсодержащих) пород в формировании состава подземных вод Онежской структуры. *Труды КарНЦ РАН* (9): 72–87. DOI: [10.17076/lim1259](https://doi.org/10.17076/lim1259)

Бородулина Г.С. 2013. Подземные воды. В: Литвиненко А.В., Рegerанд Т.И. (Ред.), *Водные объекты*

города Петрозаводска: учебное пособие. Петрозаводск, С. 31–42.

Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества: (коллективная монография). 2006. В: Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Сяркиоя А., Порттикиви Р., Рegerанд Т.И. (Ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

ГОСТ 31861-2012. 2012. Вода. Общие требования к отбору проб.

Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия. 2000–2022. 2022. Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. Петрозаводск: КарНЦ.

Дзюбан А.Н. 2000. Бактериопланктон и микробиологическое окисление метана в воде загрязняемой малой реки. *Биология внутренних вод* 2: 65-72.

Дзюбук И.М., Клюкина Е.А. 2015. Динамика качества вод реки Неглинки при транзите их через территорию города Петрозаводска. *Современные проблемы науки и образования* (5).

Драчев С.М. 1964. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. Москва-Ленинград: Наука.

Жмур Н.С. 1997. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. Москва: Международный Дом Сотрудничества.

Заличева И.Н., Волков И.В. 1994. К вопросу о регламентировании антропогенной нагрузки биогенными веществами на водные экосистемы в таежной природно-климатической зоне. *Водные ресурсы* 21(6): 674-679.

Карпечко В.А. 2013. Гидрографическая и гидрологическая характеристика водотоков. В: Литвиненко А.В., Рegerанд Т.И. (Ред.). *Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие*. Петрозаводск, С. 25–27.

Коросов А.В. 2007. Специальные методы биометрии: учебное пособие. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ.

Крутских Н.В., Бородулина Г.С., Казнина Н.М. и др. 2016. Геоэкологические основы организации мониторинга северных урбанизированных территорий (на примере г. Петрозаводска) *Труды КарНЦ РАН* 12: 52-67.

Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. 1989. Методы изучения водных. Москва: Наука.

Лозовик П.А., Платонов А.В. 2005. Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района. *Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геоэкология* 6: 527-532.

Лозовик П.А. 2006. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию. Диссертация на соискание ученой степени доктора химических наук. Институт геохимии и аналитической химии им. Вернадского РАН. Москва. Россия.

Лозовик П.А. 2017. Антропогенные нагрузки на Онежское озеро от различных источников формирования химического состава воды. В: *Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения: сборник научных трудов по материалам всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной Году экологии в России и 50-летию Института водных проблем РАН*. С. 378-384.

Лукашов А.Д. 2004. Геодинамика новейшего времени. В: Шаров Н.В. (ред.), *Глубинное строение и сейсмичность Карельского региона и его обрамления: монография*. Петрозаводск, С. 150-192.

Лукина Ю.Н., Беличева Л.А. 2013. Оценка качества вод на основе биомаркеров. В: Литвиненко А.В., Рegerанд Т.И. (ред.), *Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие*, Петрозаводск, С. 85-91.

Макарова Е.М., Калинкина Н.М., Сабылина А.В. 2023. Возможность применения микробиологических показателей для оценки состояния водотоков с высокой цветностью воды (на примере притоков Онежского озера). Принципы экологии: научный электронный журнал 3: 36-50. DOI: [10.15393/jl.art.2023.14043](https://doi.org/10.15393/jl.art.2023.14043)

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности изменению плодовитости цериодафний. 2007. Федеральный реестр (ФР). ФР 1.39.2007.03221. Москва: Издательство «Акварос».

МУК 4.2.3690-21: методические указания. 4.2. Методы контробиологические ля. и микробиологические фактоИзменения ры. № 2 в МУК 4.2.1018-01 «Санитарно-микробиологический анализ питьевой воды». 2021. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека.

Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13 декабря 2016 г. 2023. № 552 (с изменениями на 22 августа 2023 года).

РД 52.24.643-2002. 2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Ростов-на-Дону.

Романенко В.И. 1985. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Ленинград: Наука.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А. 2017. Тенденции изменения поступления химических веществ с водами малых рек юго-западного побережья Онежского озера за последние 50 лет. Экологическая химия 26(6): 333–339.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А., Икко О.И. 2022. Химический состав поверхностных сточных и речных вод, поступающих с территории города Петрозаводска в Онежское озеро. Известия Русского географического общества 154(4): 39–53. DOI: [10.31857/S0869607122040073](https://doi.org/10.31857/S0869607122040073)

Теканова Е.В., Калинкина Н.М., Кравченко И.Ю. 2018. Геохимические особенности функционирования биоты в водоемах Карелии. Известия Российской академии наук. Серия географическая 1: 90-100. DOI: [10.7868/S2587556618010083](https://doi.org/10.7868/S2587556618010083)

Теканова Е.В., Макарова Е.М., Калинкина Н.М. 2015. Оценка состояния воды притоков Онежского озера в условиях антропогенного воздействия по микробиологическим и токсикологическим показателям. Труды КарНЦ РАН 9: 44-52.

Теканова Е.В., Макарова Е.М., Калинкина Н.М. 2021. Экологическая оценка качества воды урбанизированного притока Онежского озера по химическим показателям. Вода и экология: проблемы и решения 3(87): 75-84. DOI: [10.23968/2305-3488.2021.26.3.75-84](https://doi.org/10.23968/2305-3488.2021.26.3.75-84)

Тимакова Т.М. 2013. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Петрозаводской губы Онежского озера. В: Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. (Ред.), Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие.Петрозаводск, С. 74-77.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. 2005. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. Москва: Наука.