

The effect of microplastics and co-occurring toxicants on survival and life-history traits of the cladoceran *Moina macrocopa*

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Zadereev E.S.^{1,2*}, Lopatina T.S.¹, Yaskelyainen D.D.², Lyubimtseva S.A.²

¹Institute of Biophysics, Krasnoyarsk Scientific Center, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Akademgorodok 50/50, Krasnoyarsk, 660036, Russia

²Siberian Federal University, Svobodny Ave. 79, Krasnoyarsk, 660041, Russia

ABSTRACT. This study investigated the effects of microplastics (MPs) of various polymer types—polystyrene, polyvinyl chloride, polyethylene, and polypropylene — with a size range of 2–80 µm on the freshwater cladoceran *Moina macrocopa*. We conducted acute and chronic toxicity tests, and further examined the ability of MPs to modulate the toxicity of copper, an insecticide (a suspension of thiamethoxam and lambda-cyhalothrin), and diesel fuel. Our results demonstrated that only polystyrene-based MPs induced significant adverse effects, reducing survival (48h LC₅₀ ~73,000 particles/mL) and impairing reproductive performance (chronic effect concentration 10,000 particles/mL). While all MP types were actively ingested by the animals, the effects of polyvinyl chloride, polyethylene, and polypropylene were statistically insignificant. A key finding was the complex and unpredictable nature of MP-toxicant interactions. The combined effect was critically dependent on the specific pollutant, MP polymer type, and the duration of their contact prior to exposure. We observed both antagonistic effects, such as the mitigation of copper toxicity following MP conditioning, and highly variable responses for the other pollutants. The effect concentrations observed in this study are orders of magnitude higher than typical environmental MP levels. This discrepancy underscores the significant uncertainty in extrapolating laboratory results to natural ecosystems and highlights the context-dependent nature of MP impacts. Consequently, realistic ecological risk assessment necessitates further research employing environmentally relevant concentrations and complex mixtures of stressors.

Keywords: microplastics, zooplankton, ecotoxicology, combined pollution, life-history traits

For citation: Zadereev E.S., Lopatina T.S., Yaskelyainen D.D., Lyubimtseva S.A. The effect of microplastics and co-occurring toxicants on survival and life-history traits of the cladoceran *Moina macrocopa* // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1083-1101. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1083

1. Introduction

The entries of microplastics (MPs) into freshwater ecosystems presents potential risks to the sustainability of aquatic food webs. Zooplankton, which serve as a critical link between primary producers and higher-level consumers, are particularly vulnerable to MP contamination. Disruptions to their physiology and population dynamics can induce cascading effects throughout entire ecosystems.

Numerous studies have demonstrated that zooplankton actively ingest MPs, mistaking them for natural food sources such as phytoplankton, due to similarities in size and shape. Seminal experimental work by Cole et al. (2013) revealed that marine copepods (*Centropages typicus*) ingest 20 µm polystyrene micro-

spheres. These ingested particles were not digested but were excreted in fecal pellets, which themselves became saturated with MPs, altering their density and sedimentation rate. The study also reported reduced feeding rates in MP-exposed individuals, likely resulting from gut blockage and a false sense of satiety.

These findings were corroborated and expanded in a review by Botterell et al. (2019), which synthesized evidence from both laboratory and field studies across various zooplankton taxa. The authors emphasize that MPs can not only cause mechanical obstruction of the digestive tract but also reduce the dietary energy value by displacing nutritious food with non-digestible synthetic particles. Filter-feeding zooplankton, such as copepods and cladocerans, were identified as especially sensitive to these impacts.

*Corresponding author.

E-mail address: egor@ibp.ru (E.S. Zadereev)

Received: July 27, 2025; **Accepted:** July 29, 2025;

Available online: August 31, 2025

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



Furthermore, the formation of biofilms on MP surfaces can enhance their palatability. Amariei et al. (2022) demonstrated that *Daphnia magna* consumed biofilm-coated MPs more readily than pristine particles. This increased ingestion rate may amplify both the toxicological and mechanical impacts of MPs, while also facilitating the uptake of secondary pollutants—such as heavy metals and organic compounds—sorbed onto the MP surfaces (Malinowski et al., 2023). Thus, MPs are understood to affect zooplankton through a combination of physical impairment, nutritional deficiency, and toxico-chemical mechanisms.

Despite a growing body of literature documenting MP occurrence and concentrations in aquatic environments, several research gaps remain (Yu et al., 2020). These include: (1) the interaction of MPs with co-occurring chemical pollutants and their combined effects on biological endpoints such as feeding and reproduction; (2) the influence of MP characteristics (e.g., polymer type, size, and shape) on toxicity, with most studies to date focusing primarily on spherical particles; and (3) the relative lack of studies on freshwater zooplankton compared to marine species.

To address these gaps, this study investigates the effects of naturally shaped microplastics—both alone and in combination with pollutants—on the cladoceran *Moina macrocopa*. We conducted acute and chronic toxicity tests to determine lethal (LC_{50}) and effect concentrations for survival, lifespan, growth, and fecundity, thereby contributing to a more comprehensive ecological risk assessment of MPs in freshwater systems.

2. Materials and Methods

We investigated the effects of naturally shaped and sized MPs, both alone and in combination with various toxicants, on the life-history traits of the cladoceran *M. macrocopa* in acute and chronic laboratory experiments. A laboratory culture of *M. macrocopa*, maintained at the Institute of Biophysics SB RAS (Krasnoyarsk) for over 15 years, was used for all experiments. The organisms were cultured in a climate-controlled chamber at $25 \pm 1^\circ\text{C}$ under a 16:8 hour light:dark photoperiod, conditions optimal for growth and reproduction (Zadereev and Gubanov, 1996). The culture medium consisted of dechlorinated tap water (settled for at least 72 hours). The cladocerans were fed a non-axenic culture of the green alga *Chlorella vulgaris*, grown using a batch method under constant illumination and aeration in 500 mL flasks containing Tamiya medium. Prior to use as feed, algal cells were concentrated by centrifugation at 1200 g. Algal cell concentration was determined using a previously established linear regression correlating direct microscopic counts with chlorophyll "a" fluorescence (measured at 470/665 nm) using a SpectraMax® M series microplate reader (Molecular Devices, USA). The algal concentration was adjusted to experimental levels by diluting the stock suspension.

MPs of diverse shapes and sizes were generated from common household plastic items: polyethylene (PE) tubing (industrial equipment), polystyrene (PS) foam substrate (food packaging), polyvinyl chloride (PVC) panels (construction and advertising), and poly-

propylene (PP) disposable cups. These materials were ground using an industrial mill with a series of sieves (250–800 μm). Following grinding and sieving, 5–10 g of MP particles were added to 100 mL of water and stirred intensively with a magnetic stirrer for at least one week. The resulting suspension was then filtered through an 80 μm mesh. The concentration and size distribution of MPs in the filtrate were analyzed using a FlowCam imaging flow cytometer (FluidImaging, USA) by passing 1 mL of sample through a 100 μm flow cell (Fig. 1). The grinding efficiency varied by polymer type, resulting in distinct particle size distributions. PS yielded the smallest particles, with over 70% in the 2–4 μm range and only 3.5% larger than 10 μm . In contrast, PP produced the largest particles, with 36% in the 2–4 μm range and nearly 6% exceeding 10 μm . Test concentrations were prepared by diluting the MP stock solution with settled tap water.

The toxicants used in this study were: copper(II) chloride dihydrate ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), the commercial insecticide "Kungfu Super" (a suspension containing 141 g/L thiamethoxam and 106 g/L lambda-cyhalothrin; OOO ZPF Agrorus-Ryazan, Russia), and diesel fuel (DT-L, Rosneft, Russia). A stock solution of copper was prepared at 1 g/L and serially diluted with settled tap water to achieve the desired test concentrations. For the insecticide, test solutions were based on the lambda-cyhalothrin concentration; a 1 mg/L stock solution was prepared and subsequently diluted. Water-dissolved fractions (WDF) of diesel fuel were prepared according to Müller et al. (2019). Briefly, one part diesel was mixed with nine parts water (v/v) and stirred with a magnetic stirrer for 24 hours at a constant temperature, ensuring the vortex did not exceed 25% of the liquid column height. After a 2-hour settling period, the aqueous phase was collected from the mid-depth of the vessel and diluted with settled tap water to create the test solutions.

2.1. Acute toxicity tests

Acute toxicity tests were conducted on one-day-old female *M. macrocopa* (body length 0.5–0.6 mm), hatched under conditions conducive to parthenogenesis. Test individuals were from the second generation of mothers that had been reared individually in 20 mL of medium at a food concentration of 200,000 cells/mL, with daily renewal of the medium (Lopatina et al., 2020).

Acute tests were conducted for the following exposure scenarios: A) MPs alone: A concentration range of each MP type (1, 10, 100, 1,000, 10,000, and 100,000 particles/mL). (4 MPs \times 6 concentrations = 24 test solutions); B) Toxicants alone: A concentration range of each toxicant (Cu, insecticide, diesel WDF). (3 toxicants \times 6 concentrations = 18 test solutions); C) MPs + toxicants (fresh mixture): solutions containing MPs (10,000 particles/mL) with one of the toxicants added at its predetermined LC_{50} concentration. (4 MPs \times 3 toxicants = 12 test solutions); D) MPs + toxicants (conditioned): solutions identical to (C) that were constantly stirred for one week prior to the acute test to allow for interaction. (4 MPs \times 3 toxicants = 12 test solutions).

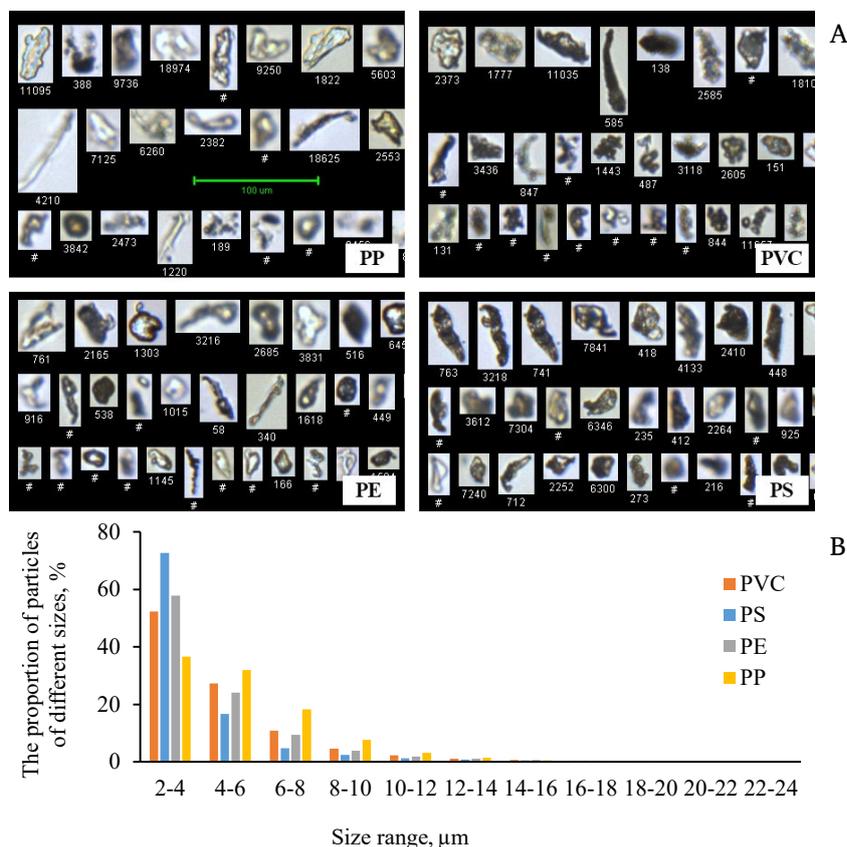


Fig.1. (A) Representative images of MP particles derived from polyvinyl chloride (PVC), polystyrene (PS), polyethylene (PE), and polypropylene (PP). (B) Size distribution of MP particles used in the acute and chronic toxicity tests.

For each test, twenty one-day-old females were individually exposed to 20 mL of the test solution without food. A control of tap water without food, MPs, or toxicants was included for each test series. Mortality was recorded at 24 and 48 hours. The median lethal concentration (LC₅₀) for each treatment was determined using the 'drc' package in R (Ritz and Streibig, 2005).

2.2. Chronic toxicity tests

Chronic toxicity tests were initiated with one-day-old neonates (body length 0.5–0.6 mm) hatched under optimal conditions. Individuals were placed separately in cups containing 20 mL of medium with *C. vulgaris* at a concentration of 200,000 cells/mL (Lopatina et al., 2020). For each MP type, three concentrations (100, 1,000, and 10,000 particles/mL) and a control were tested, with 20 replicates per treatment. The test medium was renewed daily. The experiment continued until the death of all individuals. For each female, the following parameters were recorded: time of death, number of clutches, and number of offspring per clutch. From these data, the average lifespan and fecundity (total offspring per female, number of clutches per female) were calculated for each concentration.

An additional experiment was conducted to visually confirm MP ingestion. Fifty juvenile *M. macrocopa* females were placed in 1 L of medium containing a food concentration of 200,000 cells/mL and one of the MP types at 10,000 particles/mL; a control without MPs was also included. The medium was changed daily, and

any neonates were removed. On days 2, 5, 7, 9, and 11, three individuals were sampled from each vessel. Their gastrointestinal tracts and excreted fecal pellets were examined under a microscope at 10× magnification. To observe gut clearance, females were gently stimulated with a dissection needle to promote excretion.

2.3. Statistical analysis

The LC₅₀ values and their 95% confidence intervals in the acute tests were determined by probit analysis using the 'drc' package in R (Ritz and Streibig, 2005). The proportions of surviving animals across different treatments were compared using a test for differences in proportions. For the life-table experiment, the effect of MP concentration on each life-history parameter (e.g., lifespan, fecundity) was analyzed using a one-way analysis of variance (ANOVA). The influence of animals age on the presence or absence of MPs in the gut or fecal pellets (a binary variable: 0 = absent, 1 = present) was assessed using a factorial ANOVA for a binomially distributed variable. All statistical analyses were performed using STATISTICA 8.0.

3. Results and Discussion

3.1. Acute toxicity tests

Acute exposure tests revealed no significant effect of MPs—with the exception of polystyrene (PS)—on the survival of juvenile *M. macrocopa* females (Fig. 2). For PS, the 48-hour LC₅₀ was 73,000 ± 100,630 particles/mL.

The LC₅₀ values obtained for the individual toxicants (Fig. 3) were consistent with existing literature. The acute toxicity values were: copper (0.0139 ± 0.0004 mg/L), soluble fractions of diesel fuel (33.2 ± 0.8%), and the insecticide (0.49 ± 0.09 µg/L). The LC₅₀ for lambda-cyhalothrin (1.04 µg/L for *D. magna*; Mokry and Hoagland, 1990) is substantially lower than that reported for thiamethoxam (> 100 mg/L for *D. magna*; Finnegan et al., 2017). Given that the commercial formulation that we used contained both active ingredients, the observed toxicity likely reflects the potency of lambda-cyhalothrin. The LC₅₀ for diesel fuel water-dissolved fraction (WDF) was similar to the value of 40% reported for *D. magna* (Müller et al., 2019), and the LC₅₀ for copper aligned with prior results for *M. macrocopa* (0.0094 mg/L; Oskina et al., 2019).

The combined effects of toxicants (at their LC₅₀) and MPs (at 10,000 particles/mL) are shown in Fig. 4. The addition of PVC, PE, or PP MPs did not significantly alter copper toxicity. However, survival in the presence of both PS and copper was significantly lower than with copper alone. For diesel WDF and the insecticide, no statistically significant (p > 0.05) modulation of toxicity—either increase or decrease—was observed for any MP type in freshly mixed solutions.

Notably, pre-conditioning the MP + toxicant mixtures for one week under constant stirring markedly altered their interactive effects. This conditioning virtually eliminated copper toxicity for all MP types, with survival rates matching the control. The effect on diesel WDF toxicity was polymer-dependent: toxicity remained high with PVC and PS but was significantly reduced with PE and PP (survival increased from ~15% to ~85–95%). For the insecticide, a general trend of reduced toxicity was observed across all MPs, becoming statistically significant for PS and PE, where survival after 48 hours was no different from the control.

A summary of these combined effects is provided in Table 1. A key finding is that the effect of MPs on pollutant toxicity is not universal but is critically dependent on: (1) the chemical nature of the toxicant (e.g., heavy metal, petroleum product, insecticide); (2) the polymer type (PVC, PS, PE, PP each elicited distinct responses); and (3) the interaction time between MP and toxicant, where sorption processes appear to radically alter the resulting bioavailability and effect.

3.2. Chronic toxicity tests

In chronic exposures, only PS at 10,000 particles/mL significantly reduced the lifespan and fecun-

dity (number of clutches and total offspring) of *M. macrocopa* (Fig. 5). The other MPs tested had no significant effect. Importantly, the ingestion assay confirmed that animals actively consumed all MP types (Fig. 6). While MPs were rarely observed in the digestive tracts of two-day-old juveniles, the frequency of MP presence in the gut and fecal pellets increased markedly in older individuals (4-5 days old and beyond; Fig. 7).

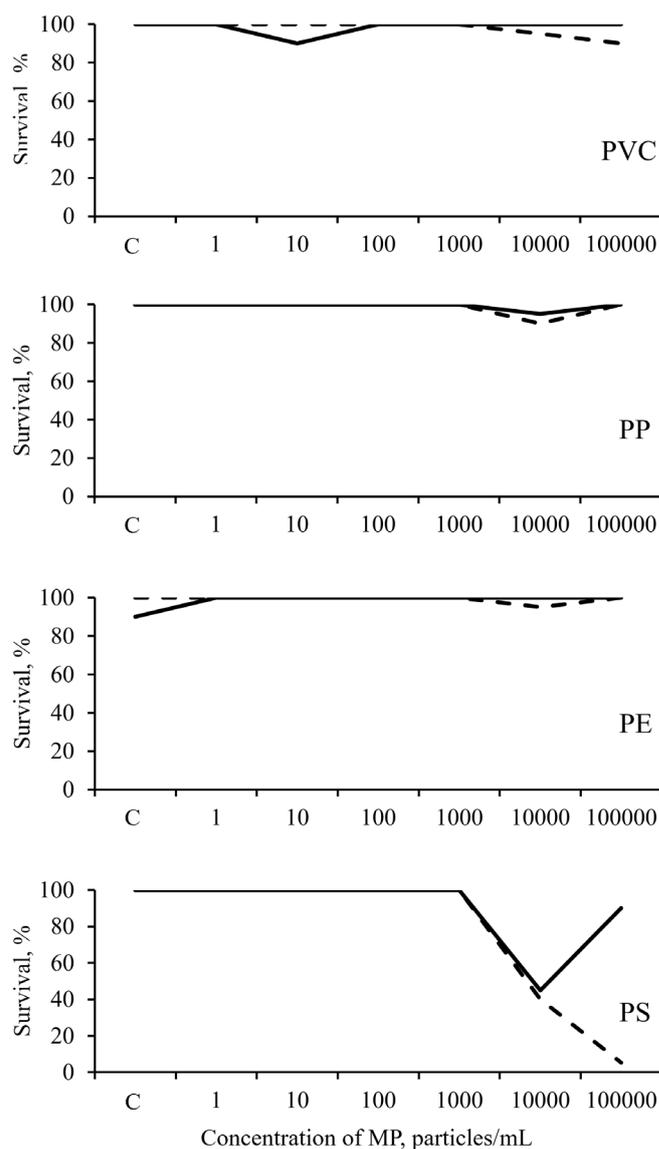


Fig.2. Survival of *M. macrocopa* females exposed to four types of MP over 24-hour (solid line) and 48-hour (dashed line) acute tests. C – control.

Table 1. Characterization of the combined effects of toxicants and microplastics (MPs) on the survival of *M. macrocopa* females in acute tests.

Toxicant	MP Effect (Fresh Mixture)	Effect after 1 Week of Aging
Copper (Cu)	PS: synergism; PVC/PE/PP: neutral/weak antagonism	Detoxification; copper toxicity eliminated for all MPs.
Diesel Fuel (D)	Neutral for all MPs (toxicity remains high).	PE/PP: strong antagonism (detoxification); PVC/PS: neutral.
Insecticide (Ins)	Neutral for all MPs.	Antagonism for all MPs (toxicity reduced to control level); most effective with PS.

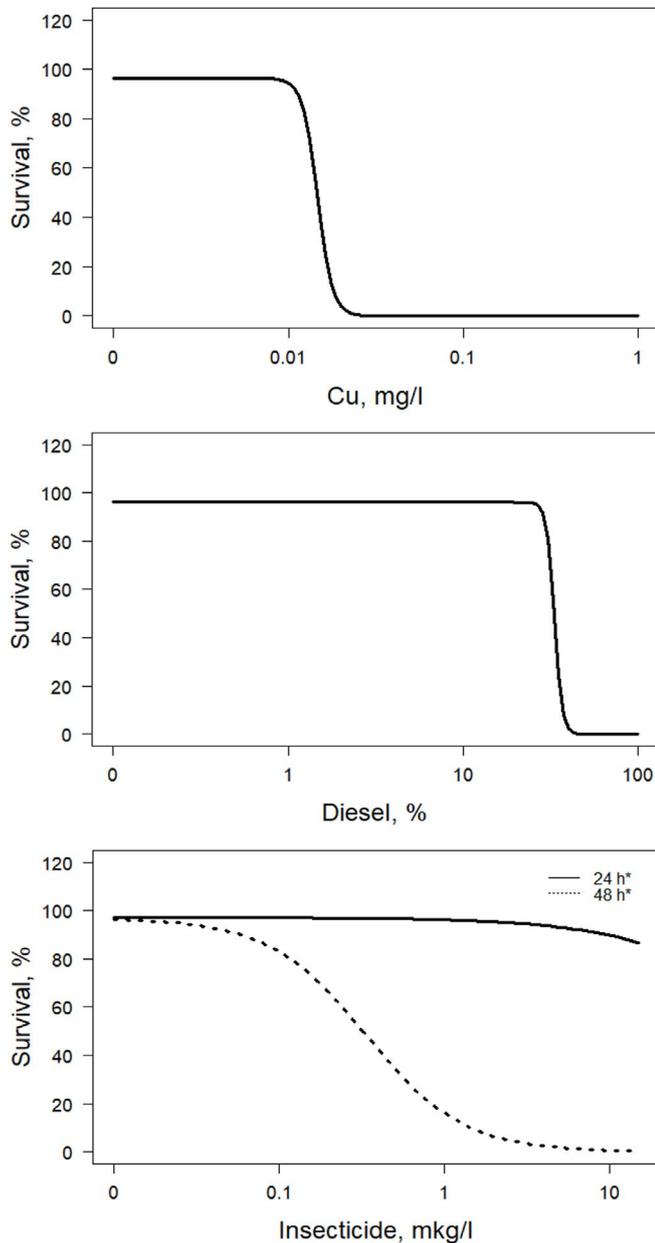


Fig.3. Survival of *M. macrocopa* females exposed to copper, the dissolved fraction of diesel fuel, and the insecticide Kung Fu Super in 24-hour and 48-hour acute tests.

Thus, PS-based MPs were uniquely detrimental, affecting both survival in acute tests and key life-history traits in chronic exposures. The MPs used in this study differed in their size distributions (Fig. 1); PS particles were the smallest, with over 70% of particles in the 2-4 μm range. Paradoxically, *M. macrocopa* preferentially ingests particles in the 6-12 μm range (Zadereev et al., 2023), a fraction that constituted only 8% of the PS MP preparation—the smallest proportion among all MPs tested. This suggests that the heightened toxicity of PS is unlikely to be driven solely by ingestion rates and may instead be related to its polymer-specific characteristics, smaller particle size facilitating tissue interaction, or other unidentified mechanisms. However, the heightened toxicity of PS may be attributed to its small particle size, potentially facilitating mechanisms such as particle adhesion to tissues or external structures, which could be more pronounced for smaller MPs.

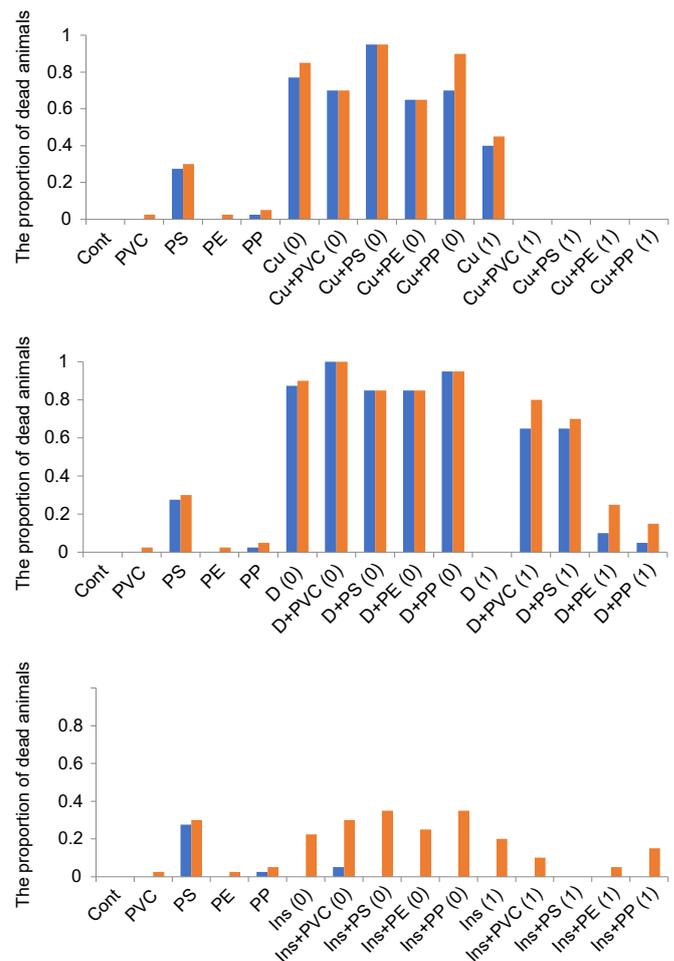


Fig.4. Survival of *M. macrocopa* females after 24-hour (blue) and 48-hour (orange) exposure to combinations of MPs (10,000 particles/mL) and toxicants at their 48-hour LC_{50} values (see Fig. 3). Toxicants: Cu (copper), D (diesel fuel), Ins (insecticide). Test medium: Cont - control, + - toxicant + MP, 0 - mixed immediately; 1 - aged for one week before experiment. See Table 2 for statistical differences between treatments.

A critical consideration is that the effective concentrations in our experiments—an LC_{50} of approximately 70,000 particles/mL in acute tests and observed chronic effects at 10,000 particles/mL—are orders of magnitude higher than current environmental concentrations. Typical MP abundances in freshwater systems are on the order of tens of particles per cubic meter, reaching concentrations exceeding 50,000 particles per liter only in severely polluted regions (Langenfeld et al., 2024).

The literature on MP effects on zooplankton life-history traits presents a contradictory picture. Some laboratory studies report that MP exposure reduces filtration rates, impairs feeding, retards growth, decreases fecundity, and increases mortality in various zooplankton species. For example, the freshwater cladoceran *D. magna* exhibits negative effects, including reproductive impairment and delayed offspring production, at

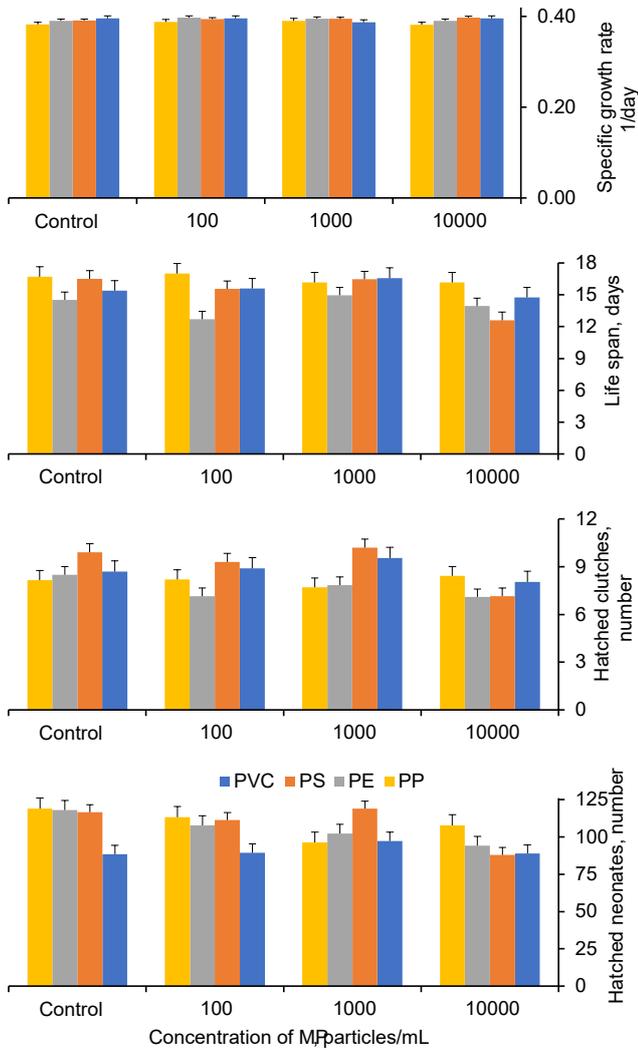


Fig.5. The effect of four MP types (10 000 particles/mL) on the life history traits of *M. macrocopa* females. * - significant differences from the control ($p < 0.01$).

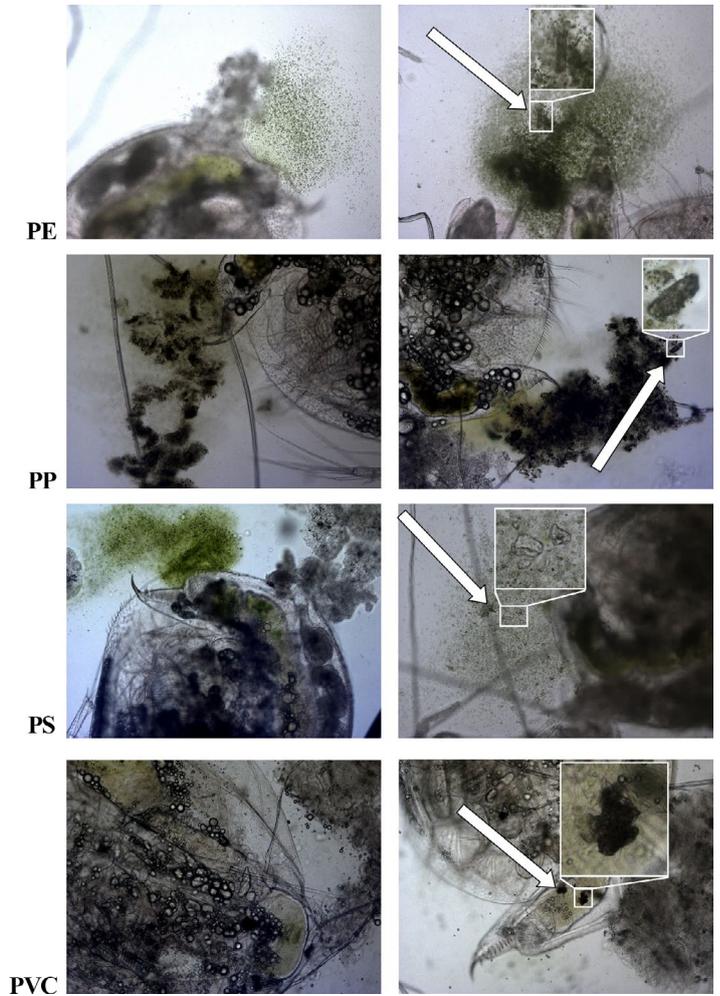


Fig.6. Microphotographs of stomachs and/or excreted food boluses from animals cultured in a control medium (left) or a medium supplemented with MP (right; 10 000 particles/mL). Arrows indicate identifiable MP particles.

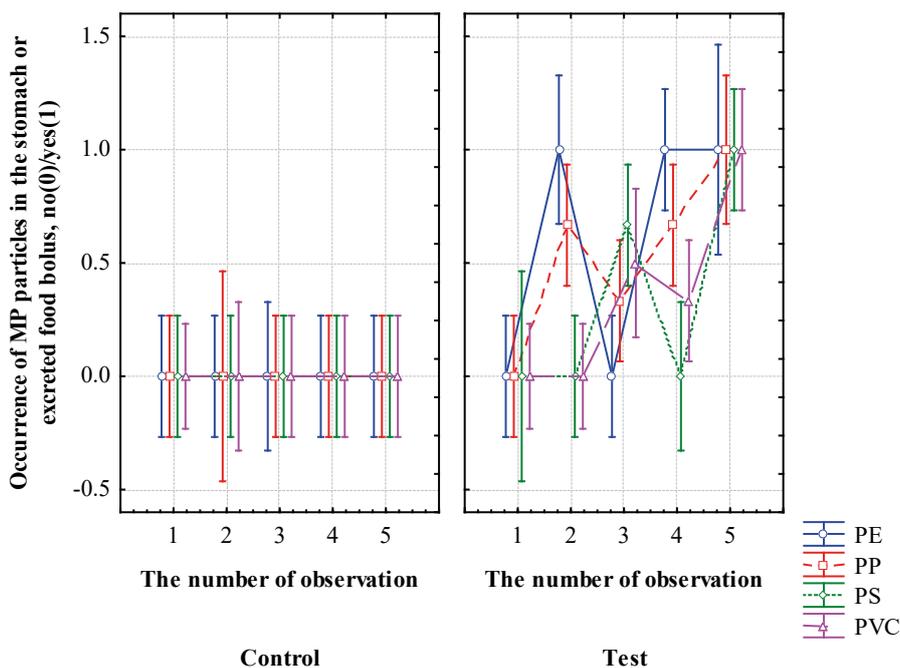


Fig.7. Occurrence of MP particles in the stomach or excreted food bolus of *M. macrocopa* females cultured in a control medium (Control) or media supplemented with MP (10,000 particles/mL) (Test). The effects of both age (the number of observation, $p = 0.002$) and exposure condition (control/test, $p < 0.0001$) were statistically significant.

Table 2. Statistical significance of survival changes in *M. macrocopa* exposed to microplastic-toxicant mixtures (* - $p < 0.05$; ↓ - reduced mortality; ↑ - increased mortality) in acute toxicity tests. Test mixtures denominations and survival values are at the Fig. 4.

	Cont		Cu (0)		D (0)		Ins (0)	
	24h	48h	24h	48h	24h	48h	24h	48h
PVC								
PS	*↑	*↑						
PE								
PP								
Cu (0)	*↑	*↑						
Cu + PVC (0)	*↑	*↑						
Cu + PS (0)	*↑	*↑						
Cu + PE (0)	*↑	*↑						
Cu + PP (0)	*↑	*↑						
Cu (1)	*↑	*↑	*↓	*↓				
Cu + PVC (1)			*↓	*↓				
Cu + PS (1)			*↓	*↓				
Cu + PE (1)			*↓	*↓				
Cu + PP (1)			*↓	*↓				
D (0)	*↑	*↑						
D + PVC (0)	*↑	*↑						
D + PS (0)	*↑	*↑						
D + PE (0)	*↑	*↑						
D + PP (0)	*↑	*↑						
D (1)	*↑	*↑						
D + PVC (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PS (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PE (1)	*↑	*↑			*↓	*↓		
D + PP (1)		*↑			*↓	*↓		
Ins (0)		*↑						
Ins + PVC (0)		*↑						
Ins + PS (0)		*↑						
Ins + PE (0)		*↑						
Ins + PP (0)		*↑						
Ins (1)		*↑						
Ins + PVC (1)		*↑						*↓
Ins + PS (1)								*↓
Ins + PE (1)								*↓
Ins + PP (1)		*↑						*↓

concentrations as low as 100 particles/L (Zhao and Tian, 2024)—a threshold markedly lower than that observed in our study.

Conversely, numerous studies, particularly those conducted under near-natural conditions, report no significant adverse effects. A mesocosm experiment exposing freshwater zooplankton communities to environmentally relevant concentrations of polyester microfibers (10 and 50 particles/L) found no significant impact on abundance, diversity, or community composition over a 12-week period (Klasios et al., 2024). Approximately 14% of studies on zooplankton MP ingestion report an absence of negative effects (Gunaalan et al., 2023), underscoring that MP impacts are highly context-dependent. This dependency is influenced by a suite of biological factors (e.g., species iden-

tity, life stage) and physical factors (e.g., polymer type, particle shape and size, co-occurring contaminants), as well as experimental design.

Consequently, while some laboratory studies indicate adverse individual-level effects of MP at concentrations around 100 particles/L, the threshold for observable population- or community-level consequences in complex natural ecosystems is likely to be significantly higher. The frequent lack of negative effects at ecologically relevant concentrations of MP underscores the necessity for further research that incorporates environmental realism—including multi-stressor conditions and ecological interactions—to enable a more accurate and holistic risk assessment of MPs.

4. Conclusion

This study underscores the complex and context-dependent nature of microplastic (MP) impacts on freshwater zooplankton, highlighting significant uncertainties in current environmental risk assessments. Our findings demonstrate that toxicological effects are highly polymer-specific. Of the four types tested, only polystyrene (PS) exerted statistically significant negative effects on the survival of *M. macrocopa* in acute tests and on life-history traits in chronic exposures, while polyvinyl chloride (PVC), polyethylene (PE), and polypropylene (PP) particles induced no significant adverse effects at the concentrations investigated.

A primary source of uncertainty lies in interpreting the mechanistic drivers of toxicity. The observed differential effects among MP types may be attributed to variations in particle size distribution, shape, polymer chemistry, or a combination of these factors. Notably, while PS—the most toxic polymer in our study—had the smallest particle size distribution, its proportion within the zooplankton's preferential feeding range (6–12 µm) was the lowest. This paradox suggests that other mechanisms, such as particle adhesion or the leaching of chemical additives, may play a critical role and warrant dedicated investigation.

The greatest uncertainty involves MP interactions with co-occurring pollutants. Our results indicate that combined effects are governed by three key factors: (1) the chemical nature of the toxicant (e.g., heavy metal, petroleum product, insecticide); (2) the MP polymer type; and (3) the interaction time between MP and toxicant prior to exposure. The effects ranged from synergism to antagonism and were highly unpredictable across different combinations. For instance, one-week conditioning of MPs with copper completely eliminated its toxicity, whereas the effects for diesel fuel were polymer-dependent, and insecticide toxicity was generally reduced across all MPs. These findings point to complex, poorly constrained processes—such as sorption, desorption, and transformative reactions on MP surfaces—that complicate the extrapolation of laboratory results to natural environments.

Furthermore, the effective concentrations in our experiments ($LC_{50} \sim 73,000$ particles/mL for PS in acute tests and observed effect concentration of 10,000 particles/mL in chronic tests) exceed current environmental MP levels in freshwater systems by several orders of magnitude. This discrepancy challenges the ecological relevance of many laboratory studies, including our own, and aligns with the inconsistent outcomes reported in the literature, where numerous studies fail to identify significant impacts at environmentally relevant concentrations.

In light of these findings, we emphasize the high context dependency and uncertainty in MP ecotoxicology. To enable reliable risk prediction, future research must prioritize: 1) identifying the specific physico-chemical properties of MPs (size, shape, polymer type, aging) that dictate their toxicity and sorptive behavior; 2) elucidating the kinetics and mechanisms of MP interactions with diverse pollutants under environmentally realistic conditions; 3) conducting long-term mesocosm

experiments that incorporate ecologically relevant MP concentrations and complex multi-species communities to assess ecosystem-level outcomes.

Only by addressing these multifaceted uncertainties can we advance from qualitative hazard identification to a quantitative and realistic assessment of the ecological risks posed by microplastics in freshwater ecosystems.

Acknowledgements

The work was supported by the Russian Science Foundation (project No. 25-24-00163)

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Amariei G., Rosal R., Fernández-Piñas F. et al. 2022. Negative food dilution and positive biofilm carrier effects of microplastic ingestion by *Daphnia magna* cause tipping points at the population level. *Environmental Pollution* 291: 118622. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.118622](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118622)
- Botterell Z.L.R., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* 245: 98–110. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.10.065](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065)
- Cole M., Lindeque P., Halsband C. et al. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology* 47(12): 6646–6655. DOI: [10.1021/es400663f](https://doi.org/10.1021/es400663f)
- Finnegan M.C., Baxter L.R., Maul J.D. et al. 2017. Comprehensive characterization of the acute and chronic toxicity of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam to a suite of aquatic primary producers, invertebrates, and fish. *Environmental toxicology and chemistry* 36(10): 2838–2848. DOI: [10.1002/etc.3846](https://doi.org/10.1002/etc.3846)
- Gunaalan K., Nielsen T.G., Torres R.R. et al. 2023. Is zooplankton an entry point of microplastics into the marine food web? *Environmental science & technology* 57(31): 11643–11655. DOI: [10.1021/acs.est.3c02575](https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02575)
- Klasios N., Kim J.O., Tseng M. 2024. No effect of realistic concentrations of polyester microplastic fibers on freshwater zooplankton communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 43(2): 418–428. DOI: [10.1002/etc.5797](https://doi.org/10.1002/etc.5797)
- Langenfeld D., Bucci K., Veneruzzo C. et al. 2024. Microplastics at environmentally relevant concentrations in a large in lake mesocosm: Assessing zooplankton responses. *Environmental Science & Technology* 58(6): 3210–3221. DOI: [10.1021/acs.est.4c05327](https://doi.org/10.1021/acs.est.4c05327)
- Lopatina T.S., Aleksandrova Y.V., Anishchenko O.V. et al. 2020. The effect of deicing salt solutes on *Moina macrocopa* and *Allium cepa* in a toxicity test experiment. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya [Tomsk State University Journal of Biology]* 51: 162–178. DOI: [10.17223/19988591/51/9](https://doi.org/10.17223/19988591/51/9) (in Russian, English Summary)
- Malinowski C.R., Searle C.L., Schaber J. et al. 2023. Microplastics impact simple aquatic food web dynamics through reduced zooplankton feeding and potentially releasing algae from consumer control. *Science of the Total Environment* 874: 166691. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.166691](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166691)
- Mokry L.E., Hoagland K.D. 1990. Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9(8): 1045–1051. DOI: [10.1002/etc.5620090811](https://doi.org/10.1002/etc.5620090811)

Müller J.B., Melegari S.P., Perreault F. et al. 2019. Comparative assessment of acute and chronic ecotoxicity of water soluble fractions of diesel and biodiesel on *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*. *Chemosphere* 221: 640–646. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2019.01.069](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.069)

Oskina N., Lopatina T., Anishchenko O. et al. 2019. High resistance of resting eggs of cladoceran *Moina macrocopa* to the effect of heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 102: 335–340. DOI: [10.1007/s00128-018-2473-7](https://doi.org/10.1007/s00128-018-2473-7)

Ritz C., Streibig J.C. 2005. Bioassay Analysis Using R. *Journal of Statistical Software* 12(5): 1–22. DOI: [10.18637/jss.v012.i05](https://doi.org/10.18637/jss.v012.i05)

Yu S.P.Y., Cole M.C., Chan B.K. 2020. Review: Effects of microplastic on zooplankton survival and sublethal responses. In: Hawkins S. J., Allcock A. L., Bates A. E. et al. (Ed.), *Oceanography and Marine Biology*. CRC Press, pp. 351–393.

Zadereev E., Lopatina T., Ovchinnikov S. et al. 2023. Grazing rate and feeding selectivity of small and large bodied cladocerans in waters from lakes with different salinity and phytoplankton structure. *Journal of Oceanology and Limnology* 41: 1341–1351. DOI: [10.1007/s00343-022-2158-2](https://doi.org/10.1007/s00343-022-2158-2)

Zadereev E.S., Gubanov V.G. 1996. The role of population density in gametogenesis induction in *Moina macrocopa* (Cladocera: Crustacea) *Zhurnal Obshchey Biologii* [Journal of General Biology] 57: 360–367. (in Russian)

Zhao B., Tian W. 2024. Study on the Microplastics' Effect on the Life History of *Daphnia magna*. *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences 598: 01011. DOI: [10.1051/e3sconf/202459801011](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202459801011)

Влияние микропластика и токсикантов разной природы на выживаемость и параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *Moina macroscopa*



Задереев Е.С.^{1,2*}, Лопатина Т.С.¹, Яскеляйнен Д.Д.², Любимцева С.А.²

¹ Институт биофизики, Красноярский научный центр СО РАН, Академгородок 50/50, Красноярск, Россия

² Сибирский федеральный университет, пр. Свободный 79, Красноярск, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе оценивали воздействие микропластика (МП) различной природы (полистирол, поливинилхлорид, полиэтилен, полипропилен) в размерном диапазоне 2-80 мкм на пресноводный зоопланктон (*Moina macroscopa*) в острых и хронических тестах, а также влияние МП на токсичность меди, инсектицидов (суспензия тиаметоксама и лямбда-цигалотрина) и дизельного топлива. Установлено, что только МП на основе полистирола значительно снижал выживаемость ($LC_{50} \sim 73\ 000$ частиц/мл) и репродуктивные показатели рачков (действующая концентрация 10 000 частиц/мл). Эффекты других типов МП были статистически незначимы, несмотря на их активное потребление организмами. Ключевым результатом является демонстрация сложного и непредсказуемого характера взаимодействия МП с токсикантами. Эффект сочетанного воздействия критически зависел от типа загрязнителя, МП и времени их контакта. Наблюдались как эффекты антагонизма (снижение токсичности меди после кондиционирования с МП), так и варибельные реакции для других поллютантов. Пороговые концентрации выявленных эффектов на порядки превышают фоновые уровни загрязнения природных вод МП, что указывает на неопределенность в экстраполяции лабораторных данных на природные условия. Результаты подчеркивают контекстно-зависимый характер воздействия МП и необходимость дальнейших исследований с экологически релевантными концентрациями и сложными комбинациями загрязнителей для реалистичной оценки рисков.

Ключевые слова: микропластик, зоопланктон, жизненный цикл, загрязнение, токсичность

Для цитирования: Задереев Е.С., Лопатина Т.С., Яскеляйнен Д.Д., Любимцева С.А. Влияние микропластика и токсикантов разной природы на выживаемость и параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *Moina macroscopa* // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1083-1101. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-4-1083](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-4-1083)

1. Введение

Попадание микропластика (МП) в пресноводные экосистемы создаёт потенциальные риски для устойчивости пищевых цепей. Зоопланктон, связывающий первичных продуцентов и потребителей более высокого уровня, по некоторым данным особенно уязвим к воздействию МП. Нарушения в его физиологии и численности могут привести к каскадным изменениям в экосистемах.

Исследования показали, что зоопланктон активно поглощает МП, ошибочно принимая его за натуральный корм, прежде всего за фитопланктон. Это обусловлено сходством МП-частиц с пищевыми объектами по размеру и форме. Одним из первых

значимых экспериментальных исследований в этой области стала работа Cole et al. (2013), в которой было показано, что морские копеподы (*Centropages typicus*) захватывают полистирольные микросферы диаметром 20 мкм. Поглощённые частицы МП не переваривались и выводились с фекалиями, при этом сами фекальные гранулы были насыщены МП и отличались по плотности и скорости оседания. Авторы отметили, что у особей, подвергшихся воздействию МП, наблюдалось снижение темпов потребления пищи по сравнению с контролем — вероятно, из-за блокирования просвета пищеварительного тракта и создания ложного чувства насыщения.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: egor@ibp.ru (Е.С. Задереев)

Поступила: 27 июля 2025; Принята: 29 июля 2025;

Опубликована online: 31 августа 2025

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



Эти наблюдения были подтверждены и обобщены в обзоре Botterell et al. (2019), где проанализированы лабораторные и полевые эксперименты на разных группах зоопланктона. Авторы отмечают, что МП может не только механически препятствовать нормальному прохождению пищи, но и снижать общую энергетическую ценность диеты за счёт замещения трофических объектов непитательными синтетическими частицами. Особенно чувствительными к этим эффектам оказались мелкие планктонные организмы с фильтрационным способом питания, такие как веслоногие и ветвистоусые ракообразные.

Согласно исследованию Amariei et al. (2022) покрытие МП биоплёнками значительно повышает его «привлекательность» для потребителей. В опытах с *Daphnia magna* было показано, что обросшие частицы МП поедались гораздо активнее, чем «стерильные». Усиленное потребление обросших частиц может усиливать токсические и механические эффекты МП, а также способствовать накоплению вторичных загрязнителей, сорбированных на его поверхности (например, тяжелых металлов и органических соединений). Таким образом, предполагается, что МП оказывает комплексное воздействие на зоопланктон, начиная от затруднённого пищеварения до нехватки питательных веществ и влияния токсичных соединений, оседающих на МП (Malinowski et al., 2023).

В целом, при огромном массиве статей по обнаружению и оценке концентраций МП в водных экосистемах, большому количеству обзорных статей по теме загрязнения водных экосистем МП и его присутствию в различных звеньях трофической сети, выделяются несколько слабоизученных направлений (Yu et al., 2020): 1) редко изучается взаимодействие МП с химическими веществами. Многие загрязнители могут связываться с МП в водной среде. Требуется исследование по оценке совместного воздействия МП и токсикантов на биологические показатели, включая скорость питания и размножение; 2) характеристики МП (например, размер, форма и тип полимера) могут влиять на его воздействие на организмы. Сферические МП в настоящее время являются наиболее часто изучаемой формой в исследованиях токсичности МП. Необходимы исследования с использованием МП неправильной формы, разного размера и состава; 3) по сравнению с морским зоопланктоном влияние МП на пресноводный зоопланктон изучено слабо.

В данном исследовании мы сфокусировались на индивидуальных экспериментах с пресноводным видом зоопланктона (ветвистоусый рачок *Moina macroscopa*) по оценке откликов параметров жизненного цикла животных на различные микропластики естественной формы, в том числе нагруженные поллютантами, для определения полулетальных концентраций как чистого МП, так и МП нагруженного поллютантами для выживания рачков в острых опытах, полуэффективных концентраций для продолжительности жизни, скорости роста, плодовитости в хронических опытах с животными.

2. Материалы и методы

Мы исследовали влияние МП «естественной» формы и размера, как по отдельности, так и совместно с рядом токсикантов, на параметры жизненного цикла ветвистоусого рачка *M. macroscopa* в острых и хронических лабораторных экспериментах. В экспериментах использовали лабораторную культуру *M. macroscopa*, которая поддерживалась в Институте биофизики СО РАН (Красноярск) в течение последних 15 лет. Животных культивировали в климатической камере при температуре ($25 \pm 1^\circ\text{C}$) и фотопериоде (16 часов светлого периода: 8 часов темного периода), оптимальных для роста и размножения *M. macroscopa* (Задереев и Губанов, 1996). В качестве культуральной среды использовали водопроводную воду, отстоянную в течение не менее 72 часов. Животных кормили неаксенической культурой зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, которую культивировали периодическим методом при постоянном освещении и аэрации в колбах объемом 500 мл на среде Тамия. Перед использованием в качестве корма водоросли концентрировали путем центрифугирования (1200 g). Для определения концентрации клеток водорослей использовали ранее полученную линейную регрессию между концентрацией клеток *C. vulgaris* в пробе, определенной путем прямого микроскопического подсчета, и величиной флуоресценции хлорофилла а, измеренной при длинах волн 470/665 нм на микропланшетном ридере SpectraMax® M series (Molecular Devices, США). Концентрацию водорослей в среде доводили до экспериментального уровня путем разбавления исходной суспензии водорослей.

Для получения МП разной формы и размера использовали бытовой пластик (полиэтилен (PE) – трубка полиэтиленовая (используется в промышленном оборудовании), полистирол (PS) – подложка из вспененного полистирола (используется для хранения мясной продукции, рыбы, полуфабрикатов, овощей и фруктов), поливинилхлорид (PVC) – панель ПВХ (используется для отделки стен и потолков, изготовления наружной и интерьерной рекламы), полипропилен (PP) – одноразовые чашки для чая и кофе) измельченный с помощью промышленной мельницы с набором сит (от 250 до 800 мкм). После помола и просеивания 5-10 г МП помещали в 100 мл воды и оставляли в режиме интенсивного перемешивания с помощью магнитной мешалки не менее чем на одну неделю. После этого полученный концентрат пропускали через сетку с диаметром пор 80 мкм. Концентрацию и размерное распределение частиц МП в фильтрате определяли с помощью проточного цитометра с визуализацией FlowCam (FluidImaging, США), пропуская 1 мл фильтрата через проточную ячейку диаметром 100 мкм (Рис. 1). Так как использованные пластики измельчались с разной эффективностью, размерное распределение частиц различных МП отличалось. Наиболее мелким был МП, полученный из изделий, сделанных из полистирола (более 70% частиц в размерном диапазоне 2-4 мкм и лишь 3.5% частиц размером более 10 мкм), наиболее крупным – из

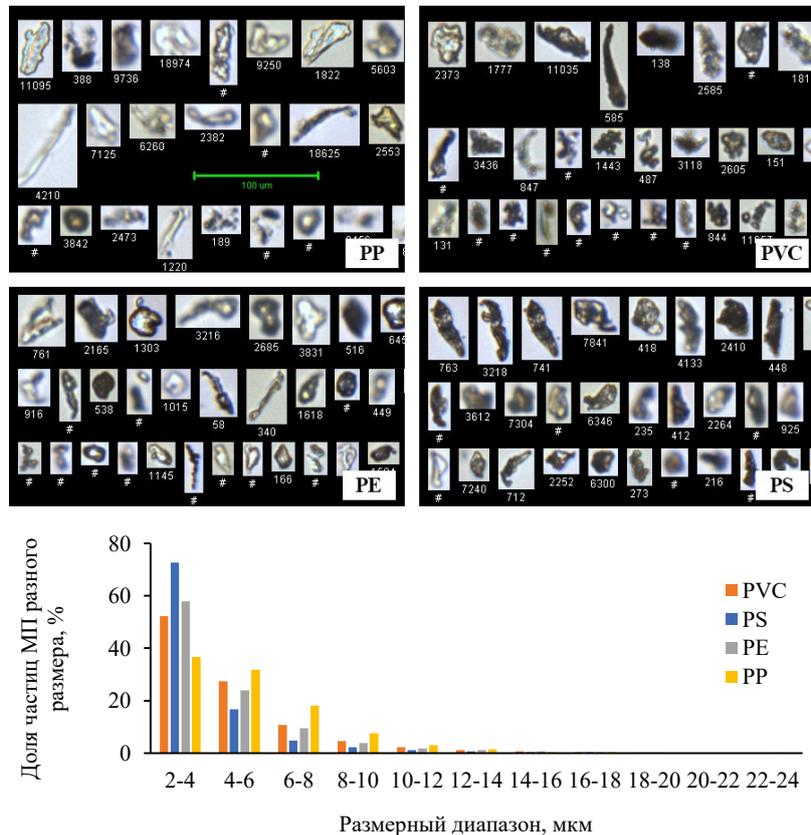


Рис.1. Характерные изображения частиц МП различного происхождения (PVC – поливинилхлорид, PS – полистирол, PE – полиэтилен, PP – полипропилен) и их размерное распределение в образцах, использованных для проведения острых и хронических экспериментов.

полипропилена (36% частиц в размерном диапазоне 2-4 мкм, почти 6% частиц размером более 10 мкм). Для получения тестируемых концентраций стоковый раствор с МП разбавляли отстоянной водопроводной водой.

В качестве токсикантов использовали хлорид меди двухводный ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), инсектицидный препарат Кунгфу Супер (суспензия тиаметоксама (141 г/л) и лямбда-цигалотрина (106 г/л)), ООО «ЗПФ Агрорус-Рязань», Россия), дизельное топливо (ДТ-Л, Роснефть, Россия). Для создания тестовых растворов меди приготовили стоковый раствор с концентрацией токсиканта 1 г/л. Далее смесь из раствора разводили в отстоянной водопроводной воде до достижения тестируемых концентраций. Для создания тестовых растворов инсектицида ориентировались на содержание в исходной суспензии лямбда-цигалотрина. Был приготовлен стоковый раствор с концентрацией лямбда-цигалотрина 1 мг/л. Тестовые растворы готовили, смешивая стоковый раствор с отстоянной водопроводной водой. Для создания тестовых растворов дизельного топлива смешивали одну часть дизельного топлива с девятью частями отстоянной водопроводной воды в объемном соотношении и перемешивали с помощью магнитной мешалки в течение 24 часов при постоянной температуре. Скорость перемешивания поддерживали такой, чтобы образующийся вихрь не превышал 25% высоты жидкостного столба. После перемешивания образцы оставляли для отстаивания на 2 часа (Müller et al., 2019). Далее среду с растворенными фракциями дизельного топлива отбирали с помощью дозатора из середины сосуда и смешивали с отстоянной водопроводной водой для приготовления тестовых растворов.

2.1. Тесты на острую токсичность

Для тестов на острую токсичность использовали однодневных самок (длина тела 0.5–0.6 мм), вылупившихся в условиях, благоприятных для партеногенеза. Мы использовали второе поколение матерей, содержащихся индивидуально в климатической камере в 20 мл среды с концентрацией пищи 200 тысяч клеток/мл. Среду обновляли ежедневно (Лопатина и др., 2020).

Острые тесты были проведены для следующих видов воздействий: А) растворы с диапазоном концентраций каждого из МП (расчетные концентрации: 1, 10, 100, 1000, 10000, 100000 частиц/мл) (4 типа МП × 6 концентраций = 24 тестовых раствора); Б) растворы с диапазоном концентраций каждого из токсикантов (3 токсиканта × 6 концентраций = 18 тестовых растворов); В) растворы с МП (концентрация 10 000 частиц/мл) в которые был добавлен один из токсикантов в полулетальной концентрации (4 типа МП × 3 токсиканта = 12 тестовых растворов); Г) растворы с МП (концентрация 10 000 частиц/мл) в которые был добавлен один из токсикантов в полулетальной концентрации, которые в течение недели перед использованием в остром тесте постоянно перемешивались с помощью магнитной мешалки (4 типа МП × 3 токсиканта = 12 тестовых растворов).

Для проведения тестов на острую токсичность двадцать однодневных самок помещали индивидуально в стаканчики с 20 мл каждого тестового раствора без пищи. В качестве контроля для каждой серии тестов на острую токсичность использовали водопроводную воду без пищи, МП и/или токсиканта. Для определения средней полулетальной концен-

трации (LC_{50} – концентрация при которой погибает половина тестируемых рачков) подсчитывали количество погибших особей через 24 часа и 48 часов.

2.2. Хронические тесты

Однодневные новорожденные особи (длина тела 0.5–0.6 мм), вылупившиеся в оптимальных условиях, помещались индивидуально в стаканчики с 20 мл среды и добавленной *Chlorella vulgaris* в концентрации 200 тысяч клеток/мл (Лопатина и др., 2020). Для каждой концентрации каждого вида МП (10 000, 1 000 и 100 частиц/мл) и для контроля тестировали по 20 новорожденных особей. Среда в экспериментальных сосудах обновлялась ежедневно. Эксперименты проводились до смерти всех животных. Для каждой самки подсчитывали количество кладок и потомков в каждой кладке и регистрировали время смерти. Средняя продолжительность жизни (дни) и плодовитость (количество отрожденных рачков на одну самку, количество отрожденных кладок) рассчитывались для каждой концентрации всех видов МП.

Дополнительно было проведено визуальное тестирование способности рачков поглощать МП. Для этого по 50 ювенильных самок *M. macroscopa* было помещено в 1 литр воды с концентрацией каждого из МП 10 000 частиц/мл и концентрацией корма 200 тыс. кл/мл и в контрольную среду с кормом, но без МП. Среда в сосудах меняли ежедневно, отрождаемых рачков удаляли. Регулярно (на 2, 5, 7, 9 и 11 сутки возраста рачков) из каждого сосуда отбирали трех рачков и визуально инспектировали желудок и его содержимое под микроскопом при 10× увеличении. Экскреции содержимого желудка добывались аккуратным стимулированием самки с помощью препаратной иглы.

2.3. Статистические анализы

Полулетальные концентрации (LC_{50}) в острых токсикологических тестах оценивали с помощью пакета «drc» для программной среды R (Ritz and Streibig, 2005).

Доли выживших рачков в остром эксперименте в различных вариантах среды сравнивали, используя критерий для долей (difference test). В экспериментах по изучению таблиц дожития влияние концентрации микропластика на каждый параметр жизненного цикла оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA). Для анализа влияния возраста рачков на наличие частиц микропластика в желудочно-кишечном тракте или экскретированном пищевом комке применяли факторный дисперсионный анализ для переменной с биномиальным распределением (где 0 — отсутствие частиц микропластика, 1 — их наличие). Все статистические расчеты были выполнены в программе STATISTICA 8.0.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Острые тесты

Острые тесты не зафиксировали влияния МП (за исключение PS) на выживаемость ювенильных самок *M. macroscopa* (Рис. 2). Для полистирола LC_{50} в

48-часовом тесте составила 73000 ± 100630 частиц/мл.

Полученные нами значения полулетальных концентраций в остром тесте с *M. macroscopa* для токсикантов (Рис. 3) (медь – 0.0139 ± 0.0004 мг/л, растворимые фракции дизельного топлива – $33.2 \pm 0.8\%$, инсектицидный препарат – 0.49 ± 0.09 мкг/л) были близки к литературным данным.

Полулетальная концентрация тиаметоксама, полученная в острых тестах с *D. magna*, превышает 100 мг/л (Finnegan et al., 2017), тогда как LC_{50} лямбда-цигалотрина для *D. magna* – 1.04 мкг/л (Mokry and Hoagland, 1990). Так как в использованном нами инсектицидном препарате содержатся оба этих инсектицида, полученное нами значение чуть ниже литературного значения для более токсичного лямбда-цигалотрина. Полулетальная концентрация растворимых фракций дизельного топлива, полученных по аналогичной с нашими экспериментами методике, в остром тесте с *D. magna* составила 40% (Müller et al., 2019). Полулетальная концентрация меди, полученная в острых тестах с *M. macroscopa* составляла 0.0094 мг/л (Oskina et al., 2019).

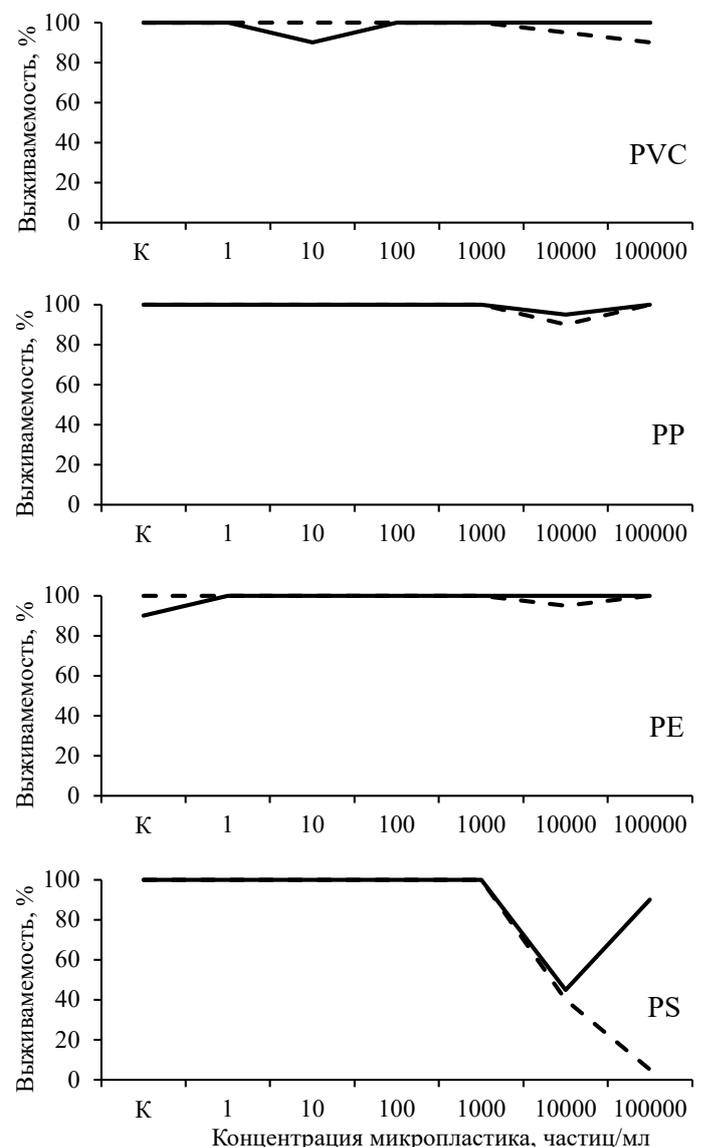


Рис.2. Выживаемость самок *M. macroscopa* в остром 24 часовом (сплошная линия) и 48 часовом (прерывистая линия) тесте с четырьмя видами МП (К – контроль).

При исследовании совместного действия токсикантов в полулетальной концентрации и МП в концентрации 10 000 частиц/мл получены следующие результаты (Рис. 4). Добавление PVC, PE, PP статистически значимо не меняло токсичность меди. Выживаемость рачков в среде с PS и медью была достоверно ниже, чем в среде с одной медью. Для всех МП (PVC, PS, PE, PP) при совместном воздействии с растворимыми фракциями дизельного топлива и инсектицидного препарата статистически значимого ($p > 0.05$) усиления или ослабления токсичности не обнаружено.

Интересные результаты были получены при тестировании смесей микропластика и токсикантов после недельного взаимодействия (выдерживание в режиме перемешивания). Для всех протестированных МП недельное взаимодействие резко снизило токсичность меди – все протестированные животные были живы, что аналогично контролю. При тестировании растворенных фракций дизельного топлива при взаимодействии с PVC и PS токсичность оставалась высокой: взаимодействие не оказывало детоксицирующего эффекта. При взаимодействии с PE и PP наблюдалось достоверное снижение токсичности - выживаемость рачков выросла с ~15% до ~85-95%. При тестировании инсектицидного препарата, для всех видов МП наблюдалась тенденция к снижению токсичности инсектицидного препарата (рост выживаемости к 48ч). При этом наиболее выраженный эффект был при взаимодействии с PS. В целом после недельного взаимодействия выживаемость рачков в тестовых средах с PS и PE и инсектицидным препаратом не отличается от контроля. Это указывает на то, что все виды микропластика так или иначе способствовали снижению токсичности инсектицида со временем.

Краткая характеристика совместного влияния МП и использованных токсикантов приведена в Таблице 1. В качестве промежуточного вывода можно сказать, что влияние МП на токсичность загрязнителей не универсально. Оно критически зависит от: 1. химической природы самого токсиканта (тяжелый металл, нефтепродукт, инсектицид). 2. типа МП (PVC, PS, PE, PP ведут себя по-разному). 3. фактора времени (взаимодействие/сорбция(?) кардинально меняют результат).

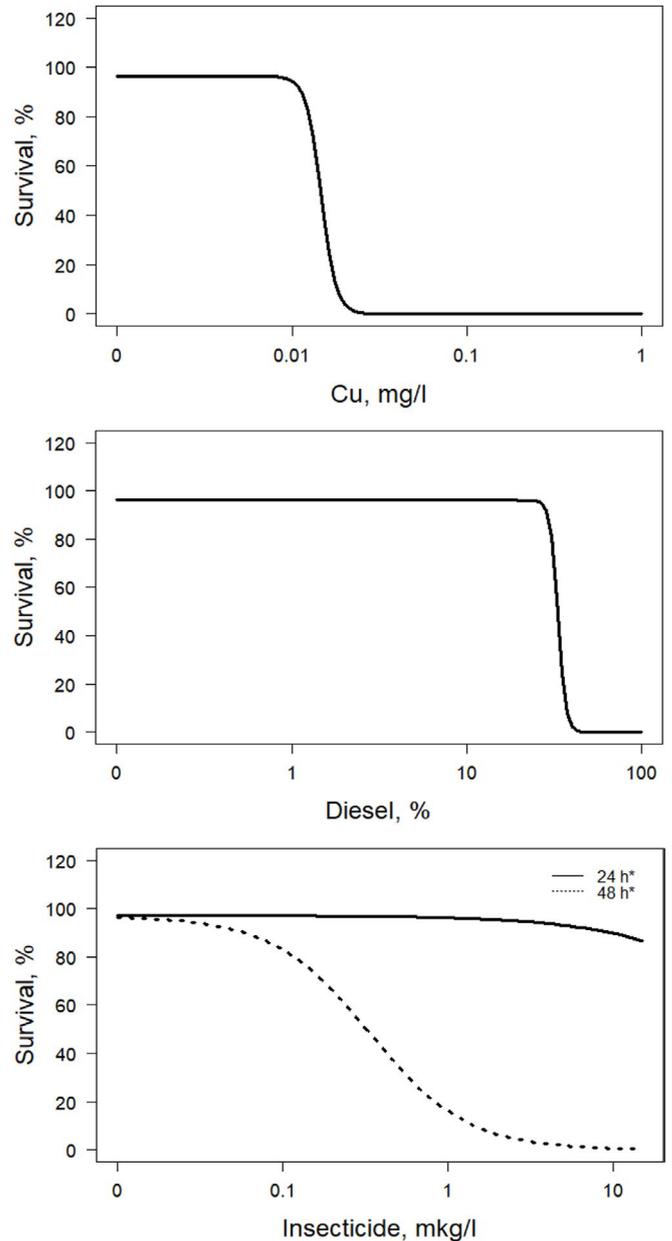


Рис.3. Острая токсичность меди, растворенных фракций дизельного топлива и инсектицидного препарата «Кунгфу Супер» в остром тесте с *M. macroscopa*.

Таблица 1. Краткая характеристика совместного влияния использованных токсикантов и МП различного происхождения на выживаемость самок *M. macroscopa* в острых тестах

Токсикант	Эффект МП (0 нед)	Эффект старения (1 нед)
Медь (Cu)	PS – синергизм (усиление токсичности меди). Другие МП – нейтрально/слабый антагонизм	Детоксикация для всех протестированных МП. Токсичность меди полностью исчезает
Дизельное топливо (D)	Нейтрально для всех МП (токсичность растворенных фракций дизельного топлива остается высокой)	PE/PP – сильный антагонизм (детоксикация). PVC/PS – нейтрально (токсичность сохраняется)
Инсектицидный препарат (Ins)	Нейтрально для всех МП	Антагонизм для всех МП (токсичность снижается до уровня контроля). Наиболее эффективен PS

3.2. Хронические тесты

В хронических тестах только PS в концентрации 10 000 частиц/мл оказал значимое влияние на снижение продолжительности жизни и плодовитости (количество отрожденных кладок и общее количество отрожденных рачков) взрослых рачков. Влияние остальных использованных МП было не значимым (Рис. 5). При этом эксперимент показал, что рачки активно потребляют все виды использованного МП (Рис. 6). Если в начале жизни (съемка 1 – возраст рачков 2 суток) в желудках рачков не наблюдалось МП, то начиная со съемки 2 (возраст рачков 4-5 суток) все чаще в желудке и в экскретированном пищевом комке присутствовал МП (Рис. 7).

Таким образом, только МП на основе полистирола оказал негативное влияние как на выживаемость рачков в острых экспериментах, так и на параметры жизненного цикла в хронических. Как мы отметили выше, использованные в работе МП отличались размерным распределением. При этом именно МП из полистирола, изготовленный из используемых для хранения пищевых продуктов подложек, отличался наиболее мелким размером (Рис. 1). На данном этапе исследования мы не можем сказать, связаны ли наблюдаемые различия в токсичности МП с их размерным распределением, формой или какими-то другими особенностями. Если посмотреть на размерный диапазон потребляемого корма, то *M. macroscopa* предпочитает частицы размером 6-12 мкм (Zadereev et al., 2023). В этом размерном диапазоне использованный нами МП из полистирола содержал наименьшее количество частиц (8%) из всех использованных микропластиков. То есть за счет прямого потребления в среде с PS рачки должны были получать наименьшее количество МП. Однако если предположить, что негативные эффекты связаны, например, с «налипанием» МП, то в среде с более мелким МП можно ожидать большего проявления подобных эффектов.

Необходимо отметить, что действующие концентрации МП в наших экспериментах (LC_{50} в острых тестах – порядка 70 000 частиц/мл, зафиксированный эффект в хроническом эксперименте – 10 000 частиц/мл) на порядки превышали наблюдаемые в природных экосистемах. Обычно концентрации МП в пресной воде находятся в районе десятков частиц на кубический метр и лишь для сильно загрязненных регионов достигают концентрации > 50 000 частиц/л (Langenfeld et al., 2024).

В целом экспериментальные исследования влияния МП на параметры жизненного цикла зоопланктона противоречивы. Некоторые лабораторные исследования демонстрируют, что воздействие МП может приводить к снижению скорости фильтрации, нарушению питания, замедлению роста, снижению плодовитости и увеличению смертности у различных видов зоопланктона. Например, у пресноводного рачка *D. magna*, негативные эффекты наблюдаются, начиная с концентраций МП порядка 100 частиц/литр (что существенно превышает наблюдаемый нами порог). При таких концентрациях регистрируется нарушение репродуктивной

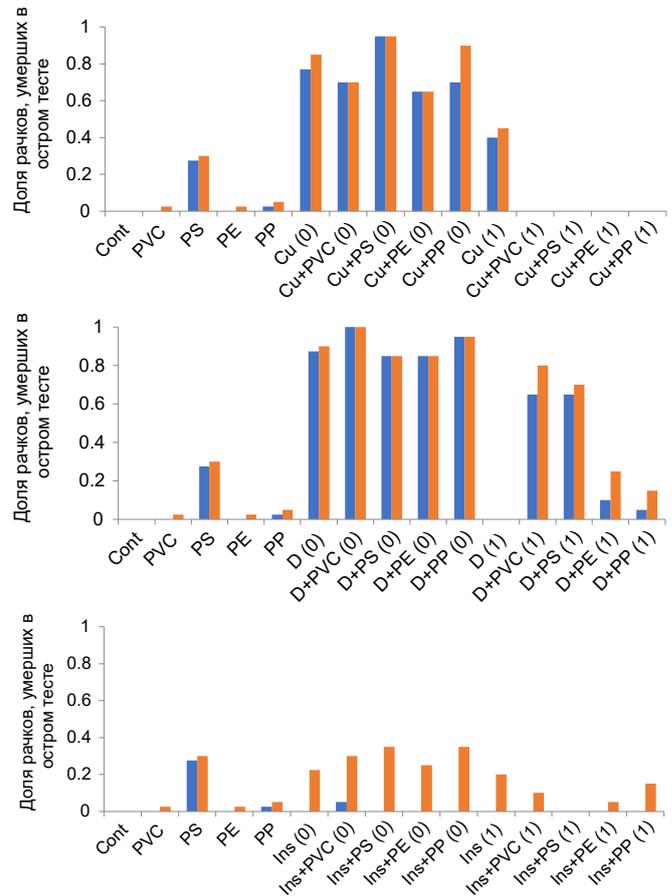


Рис. 4. Совместное влияние МП различного происхождения (концентрация МП – 10 000 частиц/мл) и различных токсикантов (Cu – медь, D – дизельное топливо, Ins – инсектицид, в эксперименте использованы полулетальные концентрации токсикантов (см. Рис. 3)) на выживаемость самок *M. macroscopa* в острых 24 часовом (синие столбцы) и 48 часовом (оранжевый столбцы) тестах. Cont – контроль; + – среда содержала токсикант и МП; 0 – среда была приготовлена непосредственно перед экспериментом; 1 – среда перед экспериментом в течении недели подвергалась интенсивному перемешиванию. Сравнения выживаемостей представлены в Таблице 2.

функции и задержка в производстве потомства (Zhao and Tian, 2024).

С другой стороны, ряд исследований, проведенных в условиях, близких к естественным, не выявил явных негативных последствий МП для зоопланктона. Мезокосменное исследование, где сообщество пресноводного зоопланктона подвергалось воздействию экологически релевантных концентраций полиэстеровых микроволокон (10 и 50 частиц/литр), не обнаружило значительного влияния на обилие, разнообразие, или состав сообщества зоопланктона в течение 12 недель (Klasios et al., 2024). Примерно 14% исследований по потреблению МП зоопланктоном не сообщают о каких-либо негативных эффектах (Gunaalan et al., 2023). Это подчеркивает, что воздействие МП сильно зависит от биологических и физических факторов (тип полимера, форма, наличие других загрязнителей, видовой состав), а также от условий эксперимента.

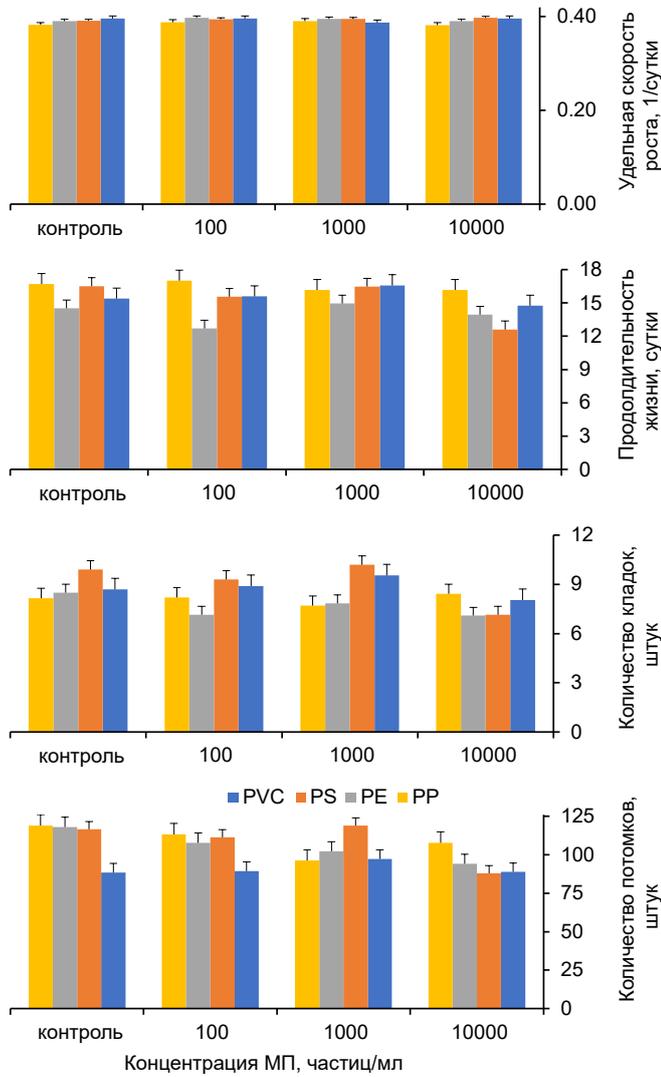


Рис.5. Влияние МП различного происхождения на параметры жизненного цикла самок *M. macroscora* в хроническом эксперименте. * - различия между контролем и тестом значимы ($p < 0.01$).

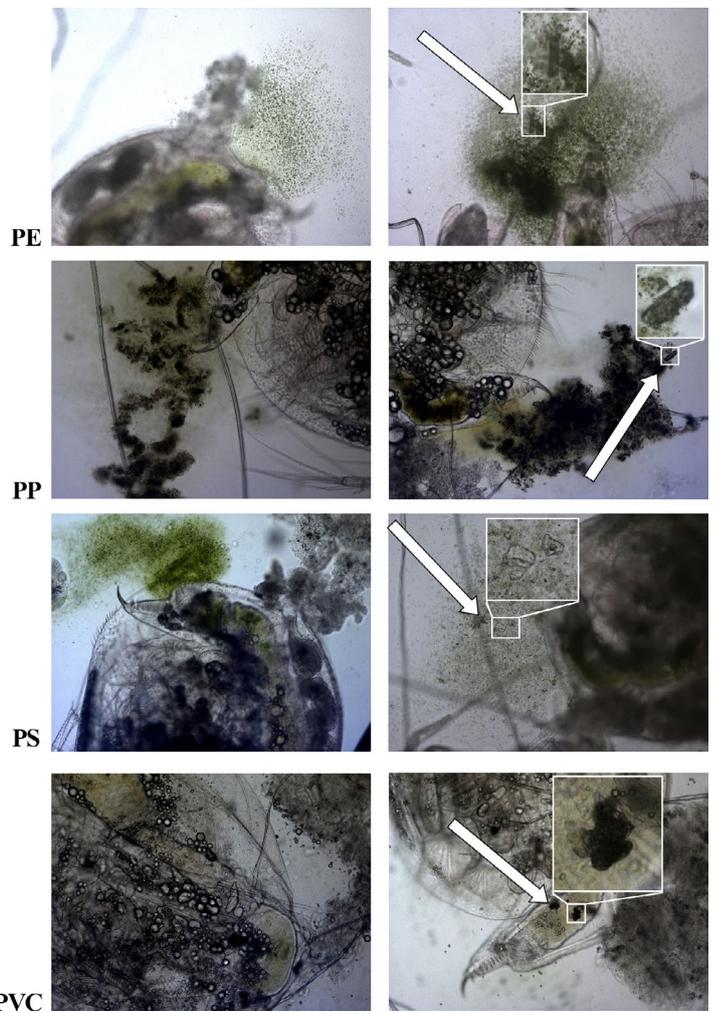


Рис.6. Микрофотографии желудков и/или экскретированного содержания желудков рачков *M. macroscora* культивируемых в контрольной среде (слева) или среде с добавкой одного из четырех видов МП (справа) в концентрации 10 000 частиц/мл. Стрелками обозначены легко идентифицируемые частицы МП.

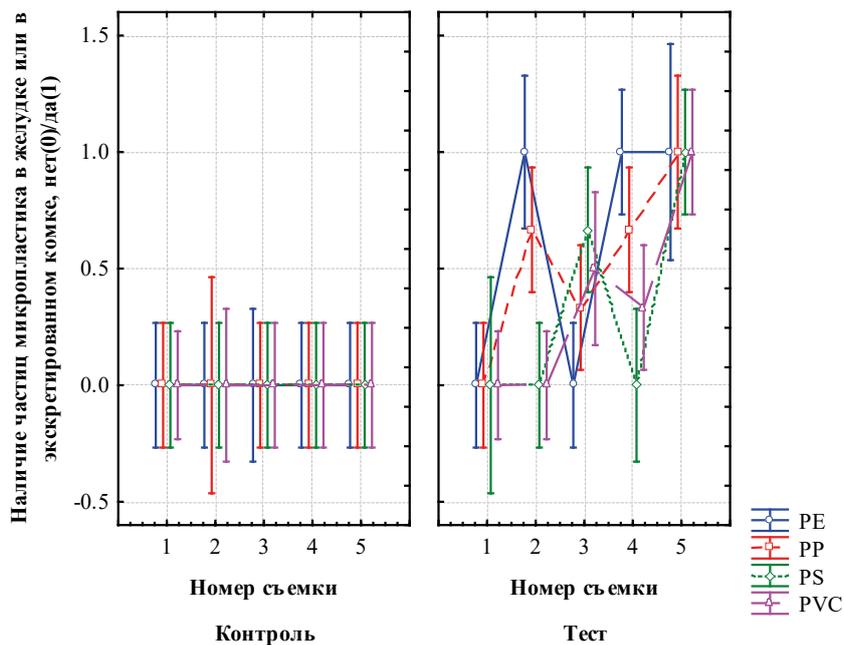


Рис.7. Встречаемость частиц МП в желудке или экскретированном пищевом комке рачков *M. macroscora*, культивируемых в контрольной среде (Контроль) или в среде с добавкой одного из четырех видов МП (Тест). Достоверно влияние возраста (Номер съёмки) ($p = 0.002$) и условий содержания (Контроль/Тест) ($p < 0.0001$).

Таблица 2. Достоверность различия (* – $p < 0.05$) и характеристика изменения выживаемости самок (↓ – уменьшение смертности, ↑ – увеличение смертности) в остром тесте с различными тестовыми средами. Обозначения тестовых сред и сравниваемые доли умерших рачков представлены на Рисунке 4.

	Cont		Cu (0)		D (0)		Ins (0)	
	24h	48h	24h	48h	24h	48h	24h	48h
PVC								
PS	*↑	*↑						
PE								
PP								
Cu (0)	*↑	*↑						
Cu + PVC (0)	*↑	*↑						
Cu + PS (0)	*↑	*↑						
Cu + PE (0)	*↑	*↑						
Cu + PP (0)	*↑	*↑						
Cu (1)	*↑	*↑	*↓	*↓				
Cu + PVC (1)			*↓	*↓				
Cu + PS (1)			*↓	*↓				
Cu + PE (1)			*↓	*↓				
Cu + PP (1)			*↓	*↓				
D (0)	*↑	*↑						
D + PVC (0)	*↑	*↑						
D + PS (0)	*↑	*↑						
D + PE (0)	*↑	*↑						
D + PP (0)	*↑	*↑						
D (1)	*↑	*↑						
D + PVC (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PS (1)	*↑	*↑			*↓			
D + PE (1)	*↑	*↑			*↓	*↓		
D + PP (1)		*↑			*↓	*↓		
Ins (0)		*↑						
Ins + PVC (0)		*↑						
Ins + PS (0)		*↑						
Ins + PE (0)		*↑						
Ins + PP (0)		*↑						
Ins (1)		*↑						
Ins + PVC (1)		*↑						*↓
Ins + PS (1)								*↓
Ins + PE (1)								*↓
Ins + PP (1)		*↑						*↓

Таким образом, несмотря на то, что некоторые лабораторные исследования показывают, что концентрации МП около 100 частиц/литр уже могут негативно влиять на индивидуальные жизненно важные признаки определенных видов, пороговые значения для эффектов на уровне сообществ в природных экосистемах могут быть значительно выше. Многие исследования не фиксируют негативных последствий МП при экологически значимых концентрациях. Это указывает на необходимость дальнейших изысканий для более точной оценки рисков, создаваемых МП в реальных условиях, с учетом множества сопутствующих факторов стресса.

4. Заключение

Проведенное исследование демонстрирует сложный и неоднозначный характер воздействия МП на пресноводный зоопланктон, подчеркивая высокую степень неопределенности в оценке экологических рисков. Экспериментально установлено, что токсикологические эффекты МП сильно варьируют в зависимости от типа полимера. Из четырех протестированных видов МП статистически значимое негативное влияние на выживаемость *M. macroscora* в острых опытах и на параметры жизненного цикла в хронических экспериментах оказал лишь полистирол (PS), в то время как частицы из

ПВХ, полиэтилена и полипропилена в использованном диапазоне концентраций не показали существенного отрицательного воздействия.

Ключевым источником неопределенности является сложность интерпретации полученных результатов. Наблюдаемые различия в токсичности между типами МП могут быть обусловлены их различным размерным распределением, формой частиц, химической природой полимера или их комбинацией. Например, наиболее токсичный PS имел наименьший размер частиц, однако именно в предпочитаемом зоопланктонном пищевом диапазоне (6-12 мкм) его доля была минимальной. Это противоречие указывает на потенциальную роль иных механизмов воздействия, таких как налипание частиц или химическое выщелачивание добавок, требующих отдельного изучения.

Наибольшая неопределенность связана с взаимодействием МП с другими загрязняющими веществами. Наши данные показывают, что эффект сочетанного воздействия критически зависит от трех факторов: (1) химической природы токсиканта (тяжелый металл, нефтепродукт, пестицид), (2) типа МП и (3) времени их взаимодействия до попадания в среду с тест-организмами. Направление эффекта (синергизм, антагонизм или его отсутствие) не было универсальным и непредсказуемо менялось в разных комбинациях. В частности, недельное кондиционирование МП с медью привело к полной детоксикации, в то время как для дизельного топлива эффект зависел от типа полимера, а для инсектицида наблюдалась тенденция к снижению токсичности для всех МП. Это свидетельствует о сложных и плохо прогнозируемых процессах сорбции/десорбции и трансформации поллютантов на поверхности МП, что не позволяет экстраполировать лабораторные данные на природные условия без дополнительных исследований.

Важно отметить, что пороговые концентрации, при которых были зафиксированы эффекты ($LC_{50} \sim 73\ 000$ частиц/мл для PS в остром опыте и $10\ 000$ частиц/мл в хроническом), на несколько порядков превышают текущие фоновые концентрации МП в большинстве пресноводных экосистем. Это ставит вопрос об экологической релевантности многих лабораторных исследований, включая настоящее, и согласуется с противоречивостью литературных данных, где часть работ не выявляет значимых эффектов при экологически релевантных концентрациях.

Таким образом, полученные результаты подчеркивают высокую контекстную зависимость и неопределенность в оценке воздействия МП на гидробионтов. Для достоверного прогнозирования рисков необходимы дальнейшие целенаправленные исследования, сфокусированные на: выявлении конкретных физико-химических характеристик МП (размер, форма, тип полимера, возраст), определяющих его токсичность и сорбционный потенциал; изучении кинетики и механизмов взаимодействия МП с широким спектром поллютантов в условиях, максимально приближенных к природным; прове-

дении долгосрочных мезокосмных экспериментов с экологически релевантными концентрациями МП и сложными многовидовыми сообществами для интегральной оценки последствий на уровне экосистемы.

Только учет этой многогранной неопределенности позволит перейти от констатации потенциальной опасности к реалистичной оценке экологических рисков, создаваемых микропластиком в пресноводных экосистемах.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (проект № 25-24-00163)

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Задерев Е.С., Губанов В.Г. 1996. Роль плотности популяции в индукции гамогенеза у *Moina macroscopa* (Crustacea: Cladocera). Журнал общей биологии 57: 360–367.
- Лопатина Т.С., Александрова Ю.В., Анищенко О.В. и др. 2020. Влияние растворов противогололедной смеси на *Moina macroscopa* и *Allium cepa* в биотестовом эксперименте. Вестник Томского государственного университета. Биология 51: 162–178.
- Amariei G., Rosal R., Fernández-Piñas F. et al. 2022. Negative food dilution and positive biofilm carrier effects of microplastic ingestion by *Daphnia magna* cause tipping points at the population level. Environmental Pollution 291: 118622. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.118622](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118622)
- Botterell Z.L.R., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution 245: 98–110. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.10.065](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065)
- Cole M., Lindeque P., Halsband C. et al. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environmental Science & Technology 47(12): 6646–6655. DOI: [10.1021/es400663f](https://doi.org/10.1021/es400663f)
- Finnegan M.C., Baxter L.R., Maul J.D. et al. 2017. Comprehensive characterization of the acute and chronic toxicity of the neonicotinoid insecticide thiamethoxam to a suite of aquatic primary producers, invertebrates, and fish. Environmental toxicology and chemistry 36(10): 2838–2848. DOI: [10.1002/etc.3846](https://doi.org/10.1002/etc.3846)
- Gunaalan K., Nielsen T.G., Torres R.R. et al. 2023. Is zooplankton an entry point of microplastics into the marine food web? Environmental science & technology 57(31): 11643–11655. DOI: [10.1021/acs.est.3c02575](https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02575)
- Klasios N., Kim J.O., Tseng M. 2024. No effect of realistic concentrations of polyester microplastic fibers on freshwater zooplankton communities. Environmental Toxicology and Chemistry 43(2): 418–428. DOI: [10.1002/etc.5797](https://doi.org/10.1002/etc.5797)
- Langenfeld D., Bucci K., Veneruzzo C. et al. 2024. Microplastics at environmentally relevant concentrations in a large in lake mesocosm: Assessing zooplankton responses. Environmental Science & Technology 58(6): 3210–3221. DOI: [10.1021/acs.est.4c05327](https://doi.org/10.1021/acs.est.4c05327)
- Malinowski C.R., Searle C.L., Schaber J. et al. 2023. Microplastics impact simple aquatic food web dynamics through reduced zooplankton feeding and potentially releasing

algae from consumer control. *Science of the Total Environment* 874: 166691. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.166691](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166691)

Mokry L.E., Hoagland K.D. 1990. Acute toxicities of five synthetic pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9(8): 1045–1051. DOI: [10.1002/etc.5620090811](https://doi.org/10.1002/etc.5620090811)

Müller J.B., Melegari S.P., Perreault F. et al. 2019. Comparative assessment of acute and chronic ecotoxicity of water soluble fractions of diesel and biodiesel on *Daphnia magna* and *Aliivibrio fischeri*. *Chemosphere* 221: 640–646. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2019.01.069](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.069)

Oskina N., Lopatina T., Anishchenko O. et al. 2019. High resistance of resting eggs of cladoceran *Moina macrocopa* to the effect of heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 102: 335–340. DOI: [10.1007/s00128-018-2473-7](https://doi.org/10.1007/s00128-018-2473-7)

Ritz C., Streibig J.C. 2005. Bioassay Analysis Using R. *Journal of Statistical Software* 12(5): 1–22. DOI: [10.18637/jss.v012.i05](https://doi.org/10.18637/jss.v012.i05)

Yu S.P.Y., Cole M.C., Chan B.K. 2020. Review: Effects of microplastic on zooplankton survival and sublethal responses. In: Hawkins S. J., Allcock A. L., Bates A. E. et al. (Ed.), *Oceanography and Marine Biology*. CRC Press, pp. 351–393.

Zadereev E., Lopatina T., Ovchinnikov S. et al. 2023. Grazing rate and feeding selectivity of small and large bodied cladocerans in waters from lakes with different salinity and phytoplankton structure. *Journal of Oceanology and Limnology* 41: 1341–1351. DOI: [10.1007/s00343-022-2158-2](https://doi.org/10.1007/s00343-022-2158-2)

Zhao B., Tian W. 2024. Study on the Microplastics' Effect on the Life History of *Daphnia magna*. *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences 598: 01011. DOI: [10.1051/e3sconf/202459801011](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202459801011)