

Токсичность меди для *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 в условиях повышенной минерализации и содержания органического вещества

© 2026. А. М. Шеромов¹, аспирант,
Р. А. Ложкина², к. б. н., с. н. с.,
А. С. Олькова¹, д. б. н., профессор,

¹Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина

Российской академии наук,

152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, д. 109,

e-mail: usr08617@vyatsu.ru, lozhkina.roza@yandex.ru

Различная степень токсичности природных и техногенных сред, имеющих одинаковый уровень загрязнения потенциально опасными веществами, например, тяжёлыми металлами, вследствие действия дополнительных факторов, остаётся одной из центральных проблем экологической токсикологии. Целью данной работы была оценка влияния колебаний минерализации и содержания органического вещества в водной среде на токсичность меди для ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894. Проводили биотестирование воды, в которую вносили $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (0,005; 0,01; 0,025 мг/л в расчёте на Cu^{2+}). Влияние минерализации и органического вещества на эффекты Cu^{2+} оценивали путём внесения в аналогичные растворы NaCl (0,5; 1,0; 2,0 г/л) и гумата калия (0,5; 1,0; 2,5 %) с дальнейшим сравнением результатов анализа. Влияние минерализации на токсичность Cu^{2+} было двойственным. Умеренное увеличение её уровня (добавление 0,5 г/л NaCl) значимо снижало токсичность Cu^{2+} , что проявлялось в снижении смертности рачков при концентрациях 0,005 и 0,025 мг/л ($p < 0,05$). Однако высокий уровень минерализации (2,0 г/л NaCl) на фоне максимальной концентрации Cu^{2+} (0,025 мг/л) вызывал 100 % гибель тест-организмов. Плодовитость *C. dubia* при росте минерализации закономерно снижалась. Добавление органического вещества (в виде гумата калия) в условиях негативного действия Cu^{2+} приводило к снижению смертности и повышению репродуктивной функции *C. dubia*. Наиболее выраженный эффект наблюдался при максимальной концентрации Cu^{2+} (0,025 мг/л). Так плодовитость рачков в вариантах с добавками 0,5; 1 и 2,5 % гумата калия была выше контроля в 6,9; 6,7 и 3,2 раза соответственно. Следовательно, совместное действие тяжёлых металлов и сопутствующих абиотических факторов, таких как уровень минерализации и содержание органического вещества, в значительной степени определяется их соотношением в среде.

Ключевые слова: медь, хлорид натрия, гумат калия, минерализация, органическое вещество, совместное действие веществ, биотестирование, водная среда, *Ceriodaphnia dubia*.

Copper toxicity to *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 under increased mineralization and high organic matter content

© 2026. A. M. Sheromov¹ ORCID: 0009-0005-8691-4042^{*}

R. A. Lozhkina² ORCID: 0000-0003-3087-0691^{*}

A. S. Olkova¹ ORCID: 0000-0002-5798-8211^{*}

¹Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

²Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences

109, Borok, Nekouz Region, Yaroslavl Oblast, Russia, 152742,

e-mail: usr08617@vyatsu.ru, lozhkina.roza@yandex.ru

The variability in toxicity of the same hazardous substance across different environments due to the influence of additional factors is a key challenge in bioassay. This study aimed to evaluate the effect of water mineralization and organic matter content on copper toxicity to the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894. Test organisms were

exposed to waters amended with $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (0.005, 0.01 and 0.025 mg/L Cu^{2+}). Sodium chloride (0.5, 1.0 and 2.0 g/L) and potassium humate (0.5, 1.0 and 2.5 %) were added to the above solutions to assess the effect of mineralization and organic matter. The effect of mineralization on copper toxicity was twofold. A moderate increase in mineralization (0.5 g/L NaCl) significantly reduced copper toxicity, as evidenced by decreased *C. dubia* mortality at 0.005 and 0.025 mg/L Cu^{2+} ($p < 0.05$). Conversely, high mineralization (2.0 g/L NaCl) combined with a high copper content (0.025 mg/L) resulted in 100 % mortality. Furthermore, *C. dubia* fertility showed a consistent negative correlation with increasing mineralization. Organic matter addition reduces mortality and enhances reproductive output in *C. dubia*. This effect was most pronounced at the highest Cu^{2+} concentration (0.025 mg/L). Specifically, *Ceriodaphnia* brood size in treatments supplemented with 0.5 %, 1 % and 2.5 % potassium humate was 6.9, 6.7 and 3.2 times higher than in the corresponding control, respectively.

Keywords: copper, sodium chloride, potassium humate, mineralization, organic matter, combined effect of substances, bioassay, aquatic environment, *Ceriodaphnia dubia*.

Результаты биотестирования компонентов окружающей среды в значительной степени зависят не только от концентрации загрязняющих веществ (ЗВ), но и комплекса других экологических факторов [1]. Это является практической и научной проблемой при интерпретации данных экологического мониторинга и последующего принятия обоснованных природоохранных решений. При этом одним из ключевых интегральных показателей качества воды является общая минерализация, которая представляет собой суммарное содержание всех растворённых в воде минеральных и органических веществ.

Попадая в воду, ЗВ оказывают влияние на живые организмы, встраиваясь в систему веществ естественного и антропогенного происхождения, уже присутствующих в среде [2]. Эффекты отдельно взятого вещества будут отличаться от действия его в смеси с другими соединениями, что снижает точность прогнозов лабораторного экотоксикологического моделирования. Так, гуминовые кислоты в природных и экспериментальных средах могут влиять на потенциальную токсичность тяжёлых металлов (ТМ), усиливая или ослабляя их действие в зависимости от видоспецифических особенностей тест-организмов [3]. Колебания уровня электропроводности, чаще всего обусловленные составом и соотношением солей в водных средах, также способны изменять токсичность ТМ [4]. Первым шагом в решении данной проблемы является моделирование совместного действия веществ, которые часто присутствуют в водных экосистемах одновременно.

Наиболее распространёнными сочетаниями являются загрязнение воды ТМ на фоне различных концентраций органического вещества (ОВ) и значений общей минерализации. Колебания этих факторов характерны для водных объектов по всему миру [5]. В России эта проблема также актуальна, особенно для малых рек. Малые реки круглогодично

обогащены гуминовыми веществами, так как получают питание от болотных систем. В период весеннего половодья эта особенность характерна и для большинства средних рек не заболоченных территорий [6].

Уровень естественной минерализации также значительно варьирует в пространстве и по сезонам года. Так, в бассейне р. Камы, существенным фактором повышения минерализации служит интенсивное засоление грунтовых и поверхностных вод вследствие разработки месторождения калийно-магниевых солей [7]. Проблема засоления поверхностных вод в целом характерна для промышленно развитых и урбанизированных территорий [8]. При этом, критерии оценки и нормативы для всех природных водных объектов остаются едиными.

Целью данной работы была оценка влияния колебаний минерализации и содержания органического вещества в водной среде на токсичность меди для ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894.

Объекты и методы исследования

Моделировали индивидуальное действие Cu^{2+} (0,005; 0,01; 0,025 мг/л), а также их совместное воздействие с гуматом калия (ГК) (0,5; 1,0; 2,5 %) и NaCl (0,5; 1,0; 2,0 г/л) на ветвистоусого рачка *C. dubia*. Для этого на отстоянной водопроводной воде питьевого качества (контроль) готовили маточные растворы с добавлением $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (1 мг/л в пересчёте на Cu^{2+}), ГК (50 %) и NaCl (90 г/л). Использовали соли $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ и NaCl категории «химически чистые» с массовой долей основного вещества > 99 % (согласно паспортам реактивов), а также раствор ГК с содержанием сухого вещества 5,0–5,3 % без добавок микроэлементов (ООО «БИО-комплекс», Россия). Приготовление тестируемых растворов проводили методом разбавлений (табл.).

Варианты модельного эксперимента / Experimental design

ХПК, мг O ₂ /л / COD, mg O ₂ /L			
Содержание ГК, % KH content, %	Концентрация Cu ²⁺ , мг/л / Cu ²⁺ content, mg/L		
	0,005	0,01	0,025
0,5	22 ± 7	29 ± 9	29 ± 9
1	39 ± 12	42 ± 13	37 ± 11
2,5	112 ± 22	110 ± 22	103 ± 21
Минерализация, г/л / TDS, g/L			
Концентрация NaCl, г/л NaCl content, g/L	Концентрация Cu ²⁺ , мг/л / Cu ²⁺ content, mg/L		
	0,005	0,01	0,025
0,5	0,73 ± 0,07	0,75 ± 0,07	0,73 ± 0,07
1	1,13 ± 0,10	1,18 ± 0,11	1,23 ± 0,11
2	2,11 ± 0,19	2,11 ± 0,19	2,13 ± 0,19

Примечание: ГК – гумат калия; ХПК – химическое потребление кислорода. Погрешности определения ХПК (ПНД Ф 14.1:2:4.190-03) и измерения минерализации (ПНД Ф 14.1:2:4.261-10) рассчитаны согласно используемым методикам.

Note: KH – potassium humate; COD – chemical oxygen demand; TDS – total dissolved solids. COD uncertainty and TDS measurement error were calculated according to standard methodologies.

Контрольную воду для биотестирования отбирали в объёме, достаточном для проведения всего эксперимента, включая регулярную замену растворов. В дальнейшем её хранили в пластиковых инертных ёмкостях при температуре 10 ± 1 °C. Химические характеристики воды указывали на её питьевое качество. В тестируемых растворах на момент постановки эксперимента дополнительно оценивали общую минерализацию и уровень химического потребления кислорода (табл.). В контроле минерализация составила 0,24 г/л, показатель ХПК – 38 ± 8 мг O₂/л, содержание общей меди – ниже предела обнаружения.

Биотестирование проводили на синхронизированной по возрасту молодёжи лабораторной культуры планктонных ветвистых ракообразных *C. dubia* в соответствии с общепринятыми методиками [9]. Работы выполняли на базе лаборатории физиологии и токсикологии водных животных Института биологии внутренних вод РАН. В ходе хронического эксперимента животных кормили раз в два дня зелёными водорослями *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 в концентрации 250–300 тыс. кл./мл в момент смены среды (ФР.1.39.2007.03221). Эксперименты проводили в двух повторностях по 10 стаканов в каждой. Поддерживали оптимальные условия среды: температура воды – 22 ± 2 °C, pH – 7,0–8,0, растворённый кислород на уровне насыщения, фотопериод – свет:темнота (16:8). Критерий острой токсичности – гибель 50 % и более рачков за 48 ч в исследуемой среде при условии, что их гибель в контроле не превышает 10 %; хронической – гибель 20 % и

более тест-организмов и значимое отклонение в плодовитости по сравнению с контролем за время эксперимента. Увеличение плодовитости рачков более чем на 30 % рассматривалось как проявление хронического токсического действия [10]. В контроле на момент завершения опыта гибель рачков составила 10 %, а средняя плодовитость – $18,2 \pm 3,0$ экз./самку, что соответствует критериям приемлемости теста.

Результаты обрабатывали статистически, данные представляли в виде средних значений и их стандартных ошибок ($\bar{x} \pm SE$). Для оценки различий между показателями использовали критерий Краскела–Уоллиса (Kruskal–Wallis H-test, непараметрический дисперсионный анализ). Для выявления взаимосвязей, а также оценки их силы и направленности, использовали корреляционный анализ (ранговый критерий Спирмена, r_s). Статистически значимыми считали различия при $p < 0,05$.

Результаты и обсуждение

Влияние меди на показатели смертности и плодовитости *C. dubia*. При индивидуальном действии меди на ветвистоусого рачка *C. dubia* наблюдался дозозависимый эффект по всем оцениваемым показателям (рис. 1, см. цв. вкладку VI). Смертность цериодафний возрастала по мере увеличения концентрации Cu²⁺ в водном растворе и составила 45, 70 и 70 % при концентрациях 0,005; 0,01 и 0,025 мг/л соответственно.

Полученные данные согласуются с результатами других исследований. Например, острая токсичность (48-часовая LC₅₀) Cu²⁺ для

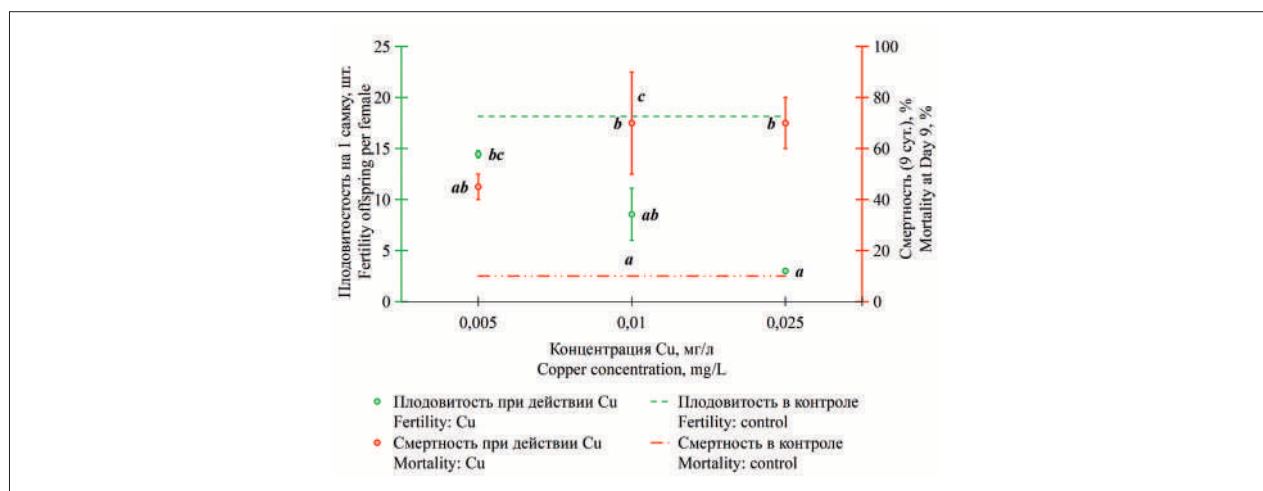


Рис. 1. Влияние меди на показатели плодovitости и смертности *C. dubia*
Fig. 1. Copper effects on fertility and mortality of *C. dubia*

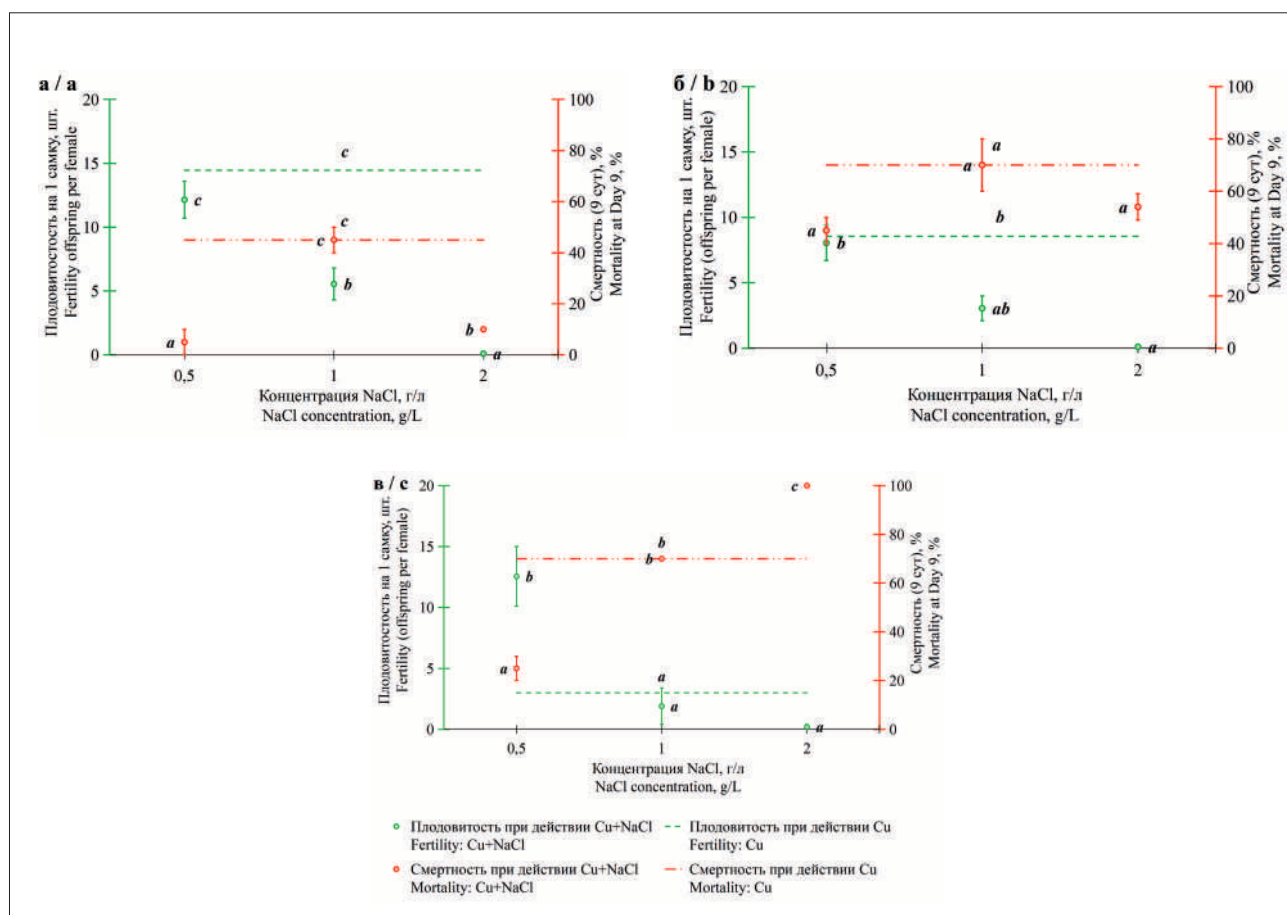


Рис. 2. Плодовитость и смертность *C. dubia* в водных растворах с возрастающими концентрациями Cu^{2+} (а – 0,005, б – 0,01, в – 0,025 мг/л) на фоне увеличивающейся концентрации NaCl
Fig. 2. Dose-dependent effects of Cu^{2+} (a – 0.005, b – 0.01, c – 0.025 mg/L) on *C. dubia* fertility and mortality across a gradient of NaCl concentrations

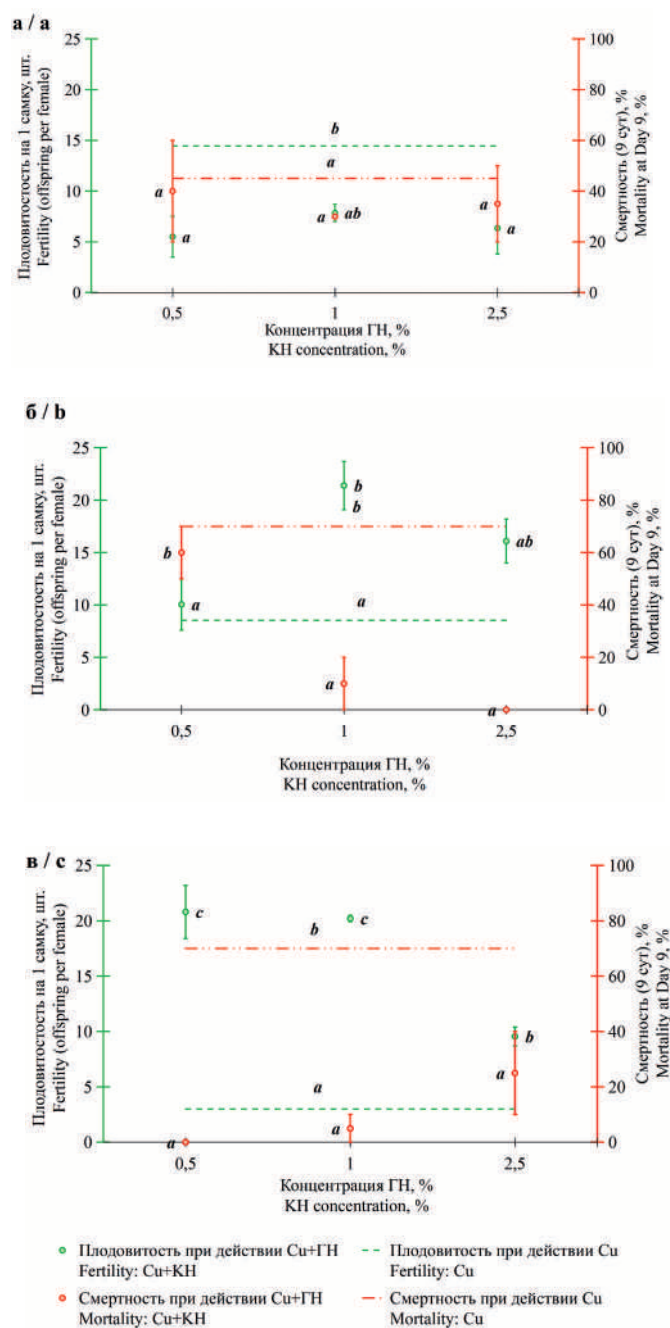


Рис. 3. Плодовитость и смертность *C. dubia* в водных растворах с возрастающими концентрациями Cu^{2+} (а – 0,005 мг/л, б – 0,01 мг/л, в – 0,025 мг/л) на фоне увеличивающейся концентрации гумата калия

Fig. 3. Dose-dependent effects of Cu^{2+} (a – 0.005, b – 0.01, c – 0.025 mg/L) on *C. dubia* fertility and mortality across a gradient of potassium humate content

C. dubia составляет около 0,0106 мг/л, а порог хронического воздействия может начинаться уже с 0,0026 мг/л [11]. Репродуктивные показатели рачков в вариантах с повышенными концентрациями Cu^{2+} 0,01 и 0,025 мг/л были в 1,7 и 4,8 раз ниже по сравнению с наименьшей из тестируемых концентраций Cu^{2+} (0,005 мг/л). Эффект снижения плодовитости *C. dubia* при возрастании содержания Cu^{2+} закономерен и связан с комплексом физиологических и биохимических нарушений [12].

Влияние уровня минерализации на токсичность меди. В вариантах смесей, содержащих минимальную концентрацию Cu^{2+} добавление как низкой (0,5 г/л), так и высокой (2 г/л) дозы NaCl отмечено значимое снижение смертности цериодафний по сравнению с индивидуальным действием меди (рис. 2а, см. цв. вкладку VI). Однако при промежуточной концентрации NaCl (1 г/л) различия в смертности были статистически не значимы. При увеличении концентрации Cu^{2+} до 0,01 мг/л тенденция сохранилась, но разница в значениях смертности между вариантами была недостоверной (рис. 2б, см. цв. вкладку VI).

Действие максимальной концентрации Cu^{2+} (0,025 мг/л) в комбинации с низкими и средними дозами NaCl (0,5 и 1,0 г/л) было аналогично эффектам, наблюдавшимся в других сериях (рис. 2в, см. цв. вкладку VI). Наименьшая добавка NaCl (0,5 г/л) снижала токсичность меди, тогда как при внесении 1,0 г/л NaCl смертность рачков возвращалась к уровню, характерному для индивидуального действия Cu^{2+} . Закономерность нарушалась при высокой минерализации (2,0 г/л NaCl) в сочетании с 0,025 мг/л Cu^{2+} : данная комбинация вызывала синергический эффект, приводя к 100 % гибели всех тест-организмов.

Следовательно, влияние минерализации на токсичность ионов меди (II) носит разнонаправленный характер. Умеренное повышение минерализации (0,5 г/л NaCl) оказывало защитный эффект, снижая токсичность меди на смертность тест-организмов. Данное явление может быть связано с ионной конкуренцией основных катионов (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) с ионами Cu^{2+} за сайты связывания (биотические лиганды) на поверхности гидробионтов [12, 13]. Напротив, совместное действие высокой концентрации Cu^{2+} (0,025 мг/л) и минерализации (2,0 г/л NaCl) вызывало синергический эффект, приводя к гибели всех тест-организмов. Возможно, данный эффект связан со значительным нарушением осмотического баланса у гидробионтов, что ослабляет их защитные ба-

рьеры и повышает уязвимость к дополнительному воздействию меди. Так, в эксперименте на устрицах *Corbicula japonica* Prime, 1864 авторы пришли к выводу, что в условиях высокой солёности возрастают энергозатраты на поддержание клеточного гомеостаза, что впоследствии снижает выживаемость и линейные размеры при воздействии ТМ [14].

Во всех вариантах совместного действия Cu^{2+} и NaCl наблюдалось закономерное снижение плодовитости ветвистоусого рачка *C. dubia* с ростом минерализации (рис. 2). При концентрациях Cu^{2+} 0,005 и 0,01 мг/л плодовитость рачков в вариантах без добавления соли (индивидуальное действие меди) была значимо выше, чем в растворах, содержащих NaCl. Исключением из этой закономерности являлась смесь с минимальной добавкой NaCl (0,5 г/л) (рис. 2а, б).

Общая закономерность снижения плодовитости рачков с ростом минерализации в присутствии Cu^{2+} нарушалась только в одном варианте: при максимальной концентрации Cu^{2+} (0,025 мг/л) и минимальной добавки NaCl (0,5 г/л). В этих условиях репродуктивная способность *C. dubia* была в 4,2 раза выше, чем в варианте без добавления NaCl ($p < 0,05$) (рис. 1). Однако дальнейшее повышение минерализации полностью нивелировало этот положительный эффект. При внесении 1 г/л NaCl плодовитость снизилась в 6,6 раз, а при 2 г/л NaCl – в 63 раза по сравнению с вариантом минимальной минерализации (0,5 г/л).

Влияние органического вещества на токсичность меди. Для моделирования различных уровней минерализации применяли аналогичную схему эксперимента, добавляя в тестовую среду NaCl в трёх концентрациях (рис. 3, см. цв. вкладку VII). Внесение ОВ в виде ГК приводило к постепенному дозозависимому снижению смертности *C. dubia*. При наименьшей концентрации Cu^{2+} (рис. 3а) наблюдалась незначительная тенденция снижения токсичности при добавлении в тестируемую среду ГК. С увеличением концентрации Cu^{2+} (рис. 3б), снижение токсичности в присутствии ГК становилось более выраженным: смертность рачков снижалась в ответ на повышение доли ОВ, составляя 60, 10 и 0 % при добавлении 0,5; 1 и 2,5 % ГК соответственно. Статистически значимые различия были зарегистрированы для двух последних вариантов. Снижение токсичности сохранялось и при более высокой концентрации Cu^{2+} (рис. 3в). Добавление ГК в концентрациях 0,5; 1 и 2,5 % приводило к значительному сниже-

нию смертности до 0, 5 и 25 % соответственно, в то время как в среде без добавления ГК этот показатель составил 70 %.

Проявившийся в вариантах эффект свидетельствует об антагонизме между Cu^{2+} и ГК. Как правило, это связано с образованием малорастворимых органоминеральных комплексов в результате взаимодействия многих ТМ и ОВ [15]. Однако конкретные закономерности такого взаимодействия, зависящие от соотношения концентраций веществ, совместно присутствующих в водной среде, ранее подробно не исследовались.

В диапазоне концентраций Cu^{2+} от 0,005 до 0,025 мг/л, часто регистрируемых в природных водных объектах [16] и способных оказать хроническое токсическое действие на гидробионты, было установлено, что токсичность металла может снижаться за счёт присутствия в системе ОВ. Наименее выраженный защитный эффект ОВ наблюдался при минимальной концентрации Cu^{2+} , что закономерно, поскольку смертность церидафний в варианте, содержащем только медь, была исходно ниже.

Анализ плодовитости *C. dubia* подтвердил протекторное действие ОВ в отношении токсичности Cu^{2+} . Как и для показателя смертности, эффект был наиболее выражен при максимальной концентрации металла (0,025 мг/л). В этом варианте плодовитость рачков превышала показатель при индивидуальном действии Cu^{2+} в 6,9; 6,7 и 3,2 раза при добавлении 0,5; 1 и 2,5 % ГК соответственно. При концентрации Cu^{2+} 0,01 мг/л и 0,5% ГК плодовитость оставалась на уровне индивидуального действия Cu^{2+} , однако с увеличением концентрации ГК до 1 и 2,5 % она возрастала в 2,5 и 1,9 раз. Только при наименьшей концентрации Cu^{2+} плодовитость в вариантах с ГК была значимо ниже, чем в растворе, содержащем только медь (рис. 2а). Отсутствие положительного влияния ГК при низкой концентрации Cu^{2+} (0,005 мг/л), по-видимому, связано с конкурирующим действием двух стресс-факторов. Токсическое воздействие Cu^{2+} на этом уровне может находиться в субпороговой или пороговой области, не вызывая значимого угнетения репродуктивной функции [12]. В этих условиях само внесённое ОВ, особенно в высоких концентрациях (1–2,5 % ГК), способно выступать в качестве дополнительного фактора стресса. Известно, что гуминовые вещества в высоких дозах могут оказывать неспецифическое негативное воздействие на гидробионты, например, за счёт изменения осмотического баланса или свя-

зывания эссенциальных микроэлементов [17, 18]. Таким образом, наблюдаемое снижение плодовитости и смертности *C. dubia* в вариантах с низкой концентрацией Cu^{2+} (0,01 мг/л) в присутствии ГК по сравнению с её индивидуальным действием может быть результатом аддитивного эффекта двух слабых стрессовых воздействий, при котором вызванный стресс от ГК перевешивает его потенциальный протекторный потенциал.

В целом, результаты исследования согласуются с данными, полученными в почвенных экспериментах. В частности, в работе [19] показано, что органические удобрения защищали почвенные организмы от токсического действия ТМ, тогда как минеральные удобрения усиливали их негативный эффект.

Заключение

Большинство водных экосистем характеризуются динамическими изменениями химических и физико-химических параметров. Уровень минерализации и содержание ОВ подвержены как естественным природным колебаниям, так и меняются в результате антропогенной деятельности. В данном исследовании мы оценили влияние уровней минерализации и содержания ОВ в воде на токсикологический эффект трёх концентраций меди, регистрируемых в природных водных объектах.

Хронические токсикологические тесты на *C. dubia* показали, что выраженность токсического эффекта зависит не только от концентрации Cu^{2+} , но и от фоновых параметров среды. Умеренное повышение минерализации и содержания ОВ (в 3–3,1 и 1,3–1,8 раз относительно индивидуального действия Cu^{2+}) не оказывало негативного влияния либо повышало жизненные показатели тест-организмов в присутствии Cu^{2+} (0,005–0,025 мг/л), что может быть связано с адаптивными физиологическими ответами на слабый химический стресс. Однако дальнейшее увеличение минерализации (в 4,7–8,9 раз) приводило к усилению токсического действия Cu^{2+} . Напротив, дополнительное внесение ОВ (при уровне ХПК в 1,7–7,9 раз выше контрольного) достоверно снижало токсичность металла, что проявлялось в уменьшении смертности и плодовитости рачков.

В практике нормирования качества почв в России уже применяется подход, учитывающий их физико-химические свойства (например, гранулометрический состав, pH, содержа-

ние гумуса) для дифференциации предельно допустимых концентраций ЗВ. Полученные нами результаты свидетельствуют, что аналогичный подход необходим и для установления экологически обоснованных нормативов для водных сред, где минерализация и содержание ОВ являются **ключевыми факторами, модифицирующими токсичность**.

Авторы выражают благодарность О.А. Угаровой старшему инженеру лаборатории физиологии и токсикологии водных животных ИБВВ РАН за помощь в проведении экспериментов по биотестированию.

Часть экспериментальных работ выполнена в рамках государственного задания № 124032500015-7 «Роль абиотических и биотических факторов в формировании физиолого-биохимических и иммунологических показателей гидробионтов».

Литература

1. Олькова А.С., Ашихмина Т.Я. Факторы получения репрезентативных результатов биотестирования водных сред (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2021. № 2. С. 22–30. doi: 10.25750/1995-4301-2021-2-022-030
2. Карманова И.В. Экологические аспекты водной токсикологии // Вестник Камчатского государственного технического университета. 2008. № 7. С. 137–142.
3. Stuijzand S.C., Jonker M.J., van Ammelrooy E., Admiraal W. Species-specific responses to metals in organically enriched river water, with emphasis on effects of humic acids // Environ. Pollut. 1999. V. 106. No. 1. P. 115–121. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00052-4
4. Hall L.W.Jr., Anderson R.D. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota // Crit. Rev. Toxicol. 1995. V. 25. No. 4. P. 281–346. doi: 10.3109/10408449509021613
5. Griffith M.B. Natural variation and current reference for specific conductivity and major ions in wadeable streams of the conterminous USA // Freshwater Sci. 2014. V. 33. No. 1. P. 1–17. doi: 10.1086/674704
6. Шестеркин В.П., Синькова И.С., Шестеркина Н.М. Солевой состав вод малых рек центральной части Хабаровска в период весеннего половодья // Региональные проблемы. 2022. Т. 25. № 3. С. 60–62. doi: 10.31433/2618-9593-2022-25-3-60-62
7. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. К проблеме отведения избыточных рассолов в водные объекты предприятиями калийной промышленности // Водное хозяйство России. 2010. № 3. С. 57–74.
8. Krodziewska M., Spyra A., Cieplik A. Assessment of pollution, and ecological status in rivers located in the Vistula and Oder river basins impacted by the mining industry in Central Europe (Poland) // Ecol. Indic. 2022. V. 144. Article No. 109505. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109505
9. Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. V. 3. P. 425–434. doi: 10.1002/etc.5620030307
10. Александрова В.В. Применение метода биотестирования в анализе токсичности природных и сточных вод (на примере Нижневартовского района Тюменской области). Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гуманитар. ун-та, 2009. 94 с.
11. Cooper N.L., Bidwell J.R., Kumar A. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *dubia* and *Daphnia carinata* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2009. V. 72. No. 5. P. 1523–1528. doi: 10.1016/j.ecoenv.2009.03.002
12. De Schamphelaere K.A.C., Janssen C.R. Development and field validation of a biotic ligand model predicting chronic copper toxicity to *Daphnia magna* // Environ. Toxicol. Chem. 2004. V. 3. No. 6. P. 1365–1375. doi: 10.1897/02-626
13. Paquin P.R., Gorsuch J.W., Apte S., Batley G.E., Bowles K.C., Campbell P.G.C., Delos C.G., Di Toro D.M., Dwyer R.L., Galvez F., Gensemer R.W., Goss G.G., Hostrand C., Janssen C.R., McGeer J.C., Naddy R.B., Playle R.C., Santore R.C., Schneider U., Stubblefield W.A., Wood C.M., Wu K.B. The biotic ligand model: a historical overview // Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol. 2002. V. 133. No. 1–2. P. 3–35. doi: 10.1016/S1532-0456(02)00112-6
14. Park K., Kwak I.S. Growth retardation and suppression of ubiquitin-dependent catabolic processes in the brackish water clam *Corbicula japonica* in response to salinity changes and bioaccumulation of toxic heavy metals // Environ. Pollut. 2023. V. 337. Article No. 122554. doi: 10.1016/j.envpol.2023.122554
15. Beveridge A., Pickering W.F. Influence of humate-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels // Water Air Soil Pollut. 1980. V. 14. P. 171–185. doi: 10.1007/BF00291834
16. Скороходова А.А., Савичев О.Г. Содержание и формы миграции меди и цинка в природных водах Васюганского болота // Вестник Томского государственного университета. 2013. № 368. С. 166–172.
17. Timofeev M.A., Shatilina Z.M., Bedulina D.S., Menzel R., Steinberg C.E.W. Natural organic matter (NOM) has the potential to modify the multixenobiotic resistance (MXR) activity in freshwater amphipods *Eulimnogammarus cyaneus* and *E. verrucosus* // Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol. 2007. V. 146. No. 4. P. 496–503. doi: 10.1016/j.cbpb.2006.11.017
18. Steinberg C.E.W., Paul A., Pflugmacher S., Meinelt T., Klöcking R., Wiegand C. Pure humic substances have the potential to act as xenobiotic chemicals – A review // Fresenius Environ. Bull. 2003. V. 12. No. 5. P. 391–401.

19. Pieńkowska A., Fleischmann J., Drabesch S., Merbach I., Wang G., Rocha U., Reitz T., Muehe E.M. Long-term organic fertilization shields soil prokaryotes from metal stress while mineral fertilization exacerbates it // *Environ. Pollut.* 2025. V. 382. Article No. 126747. doi: 10.1016/j.envpol.2025.126747

References

1. Olkova A.S., Ashikhmina T.Ya. Factors of obtaining representative results of bioassay of aquatic environments (review) // *Theoretical and Applied Ecology*. 2021. No. 2. P. 22–30 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4304-2021-2-022-030

2. Karmanova I.V. Ecological aspects of aquatic toxicology // *Vestnik Kamchatskogo gosudarstvennogo tekhnicheskogo universiteta*. 2008. No. 7. P. 137–142 (in Russian).

3. Stuijzand S.C., Jonker M.J., van Ammelrooy E., Admiraal W. Species-specific responses to metals in organically enriched river water, with emphasis on effects of humic acids // *Environ. Pollut.* 1999. V. 106. No. 1. P. 115–124. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00052-4

4. Hall L.W.Jr., Anderson R.D. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota // *Crit. Rev. Toxicol.* 1995. V. 25. No. 4. P. 281–346. doi: 10.3109/10408449509021613

5. Griffith M.B. Natural variation and current reference for specific conductivity and major ions in wadeable streams of the conterminous USA // *Freshwater Sci.* 2014. V. 33. No. 1. P. 1–17. doi: 10.1086/674704

6. Shesterkin V.P., Sinkova I.S., Shesterkina N.M. Salt composition in waters of the Khabarovsk central part small rivers during spring flood // *Regional'nye Problemy*. 2022. V. 25. No. 3. P. 60–62 (in Russian). doi: 10.31433/2618-9593-2022-25-3-60-62

7. Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. To the problem of discharge of excess brines into water bodies by potash industry enterprises // *Vodnoe khozyaistvo Rossii*. 2010. No. 3. P. 57–74 (in Russian).

8. Krodkiewska M., Spyra A., Cieplik A. Assessment of pollution, and ecological status in rivers located in the Vistula and Oder river basins impacted by the mining industry in Central Europe (Poland) // *Ecol. Indic.* 2022. V. 144. Article No. 109505. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109505

9. Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // *Environ. Toxicol. Chem.* 1984. V. 3. P. 425–434. doi: 10.1002/etc.5620030307

10. Aleksandrova V.V. Application of the biotesting method in the analysis of toxicity of natural and waste waters (on the example of the Nizhnevartovsk district of the Tyumen region). Nizhnevartovsk: Izdatelstvo Nizh-

nevartovskogo humanitarnogo universiteta, 2009. 94 p. (in Russian)

11. Cooper N.L., Bidwell J.R., Kumar A. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata* // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2009. V. 72. No. 5. P. 1523–1528. doi: 10.1016/j.ecoenv.2009.03.002

12. De Schamphelaere K.A.C., Janssen C.R. Development and field validation of a biotic ligand model predicting chronic copper toxicity to *Daphnia magna* // *Environ. Toxicol. Chem.* 2004. V. 3. No. 6. P. 1365–1375. doi: 10.1897/02-626

13. Paquin P.R., Gorsuch J.W., Apte S., Batley G.E., Bowles K.C., Campbell P.G.C., Delos C.G., Di Toro D.M., Dwyer R.L., Galvez F., Gensemer R.W., Goss G.G., Hostrand C., Janssen C.R., McGeer J.C., Naddy R.B., Playle R.C., Santore R.C., Schneider U., Stubblefield W.A., Wood C.M., Wu K.B. The biotic ligand model: a historical overview // *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol.* 2002. V. 133. No. 1–2. P. 3–35. doi: 10.1016/S1532-0456(02)00112-6

14. Park K., Kwak I.S. Growth retardation and suppression of ubiquitin-dependent catabolic processes in the brackish water clam *Corbicula japonica* in response to salinity changes and bioaccumulation of toxic heavy metals // *Environ. Pollut.* 2023. V. 337. Article No. 122554. doi: 10.1016/j.envpol.2023.122554

15. Beveridge A., Pickering W.F. Influence of humate-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels // *Water Air Soil Pollut.* 1980. V. 14. P. 171–185. doi: 10.1007/BF00291834

16. Skorokhodova A.A., Savichev O.G. Content and migration forms of copper and zinc in natural waters of the Vasyugan swamp // *Tomsk State University Journal*. 2013. No. 368. P. 166–172 (in Russian).

17. Timofeev M.A., Shatilina Z.M., Bedulina D.S., Menzel R., Steinberg C.E.W. Natural organic matter (NOM) has the potential to modify the multixenobiotic resistance (MXR) activity in freshwater amphipods *Eulimnogammarus cyaneus* and *E. verrucosus* // *Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol.* 2007. V. 146. No. 4. P. 496–503. doi: 10.1016/j.cbpb.2006.11.017

18. Steinberg C.E.W., Paul A., Pflugmacher S., Meinelt T., Klöcking R., Wiegand C. Pure humic substances have the potential to act as xenobiotic chemicals – A review // *Fresenius Environ. Bull.* 2003. V. 12. No. 4. P. 391–401.

19. Pieńkowska A., Fleischmann J., Drabesch S., Merbach I., Wang G., Rocha U., Reitz T., Muehe E.M. Long-term organic fertilization shields soil prokaryotes from metal stress while mineral fertilization exacerbates it // *Environ. Pollut.* 2025. V. 382. Article No. 126747. doi: 10.1016/j.envpol.2025.126747