

ОТВЕТНЫЕ РЕАКЦИИ *HYALELLA AZTECA* НА ДЕЙСТВИЕ ЛАНТАНА В УСЛОВИЯХ ХРОНИЧЕСКОГО ЭКСПЕРИМЕНТА

Р. А. Ложкина^{1,*}, М. А. Сысолятина², И. И. Томилина¹, А. С. Олькова^{2,**}

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук, 152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: *lozhkina.roza@yandex.ru

²Вятский государственный университет,

610000 г. Киров, ул. Московская, д. 36, e-mail: **morgan-abend@mail.ru

Поступила в редакцию 12.09.2024

Изучены ответные реакции лабораторной культуры *Hyalella azteca* на действие растворов сульфата лантана в диапазоне концентраций 0.16–160 мкмоль/л в условиях хронического эксперимента. Показано, что смертность *H. azteca* возрастала при увеличении концентрации La^{3+} в растворе. Последовательное повышение концентраций La^{3+} приводило к закономерному увеличению потребления пищи. К наиболее информативной тест-функции при оценке токсичности La^{3+} можно отнести длину и массу *H. azteca*, не информативным — длину и количество члеников антенн.

Ключевые слова: лантан, биотестирование, выживаемость, рост, пищевое поведение, *Hyalella azteca*, хроническая токсичность.

DOI: 10.47021/0320-3557-2025-47-57

ВВЕДЕНИЕ

Редкоземельные элементы (РЗЭ) — семейство из 17 химических элементов III группы короткой формы периодической системы. По химическим свойствам и совместному нахождению в природе делятся на иттриевую (Y, La, Gd–Lu) и цериевую (Ce–Eu) подгруппы, по атомной массе — на легкие (La–Eu) и тяжелые (Gd–Lu) лантаноиды. Лантан — серебристо-белый мягкий металл, имеет атомную массу 138.9 а.е.м., ионный радиус 1.061 пм, активно реагирует с кислородом и влагой, образуя оксидную пленку на своей поверхности [Henderson, 2013]. Кларк составляет 35 мг/кг, то есть по сравнению со многими тяжелыми металлами и другими РЗЭ лантан является достаточно распространенным элементом в земной коре [Кабата-Пендиас, 1989 (Kabata-Pendias, 1989)]. Встречается в основном в составе комплексных минералов — в монаците и бастнезите, в которых лантану принадлежит 25% и 38% минералов соответственно [Gupta, Krishnamurthy, 1992].

Активное использование РЗЭ с середины XX века, в том числе лантана, привело к широкомасштабным поискам и разработке соответствующих полезных ископаемых во всем мире. Благодаря уникальным физико-химическим свойствам РЗЭ используются в автомобильных каталитических преобразователях, керамике, жидком каталитическом крекинге, присадках к стеклу и средствах для их полировки, сплавах для аккумуляторов, люминофорах. Физико-химические свойства лантана нашли применение во многих областях: производство никель-металлогидридных аккумуляторов, высокопрочных и проводящих медных сплавов, потенциометрических датчиков газообразного хлора,

высокотемпературных лантано-циркониевых покрытий, катализаторов крекинга нефти, электронно-плотных индикаторов в молекулярной биологии, а карбонат лантана даже предложен в качестве лекарственного средства [Zhi et al., 2020]. Таким образом, потребности современных производств привели к интенсификации добычи РЗЭ и их мировому обороту, который, по оценкам экспертов, будет только увеличиваться в ближайшие десятилетия [Vlinoва et al., 2018; Figueiredo et al., 2022].

Добыча и применение РЗЭ неизбежно приводит к их значительным выбросам в окружающую среду и создает угрозы для водных экосистем. В природных водах из районов добычи РЗЭ их концентрации были обнаружены на уровне наномоль и миллимоль [Liu et al., 2019; Wang et al., 2022]. Несмотря на то, что за последнее десятилетие знания в области экотоксикологии РЗЭ значительно расширились, сохраняется неопределенность в отношении их реальной опасности и риска для пресноводных водоемов. В России до сих пор не установлены нормативы безопасного содержания большинства РЗЭ в компонентах окружающей среды. Предельно-допустимые концентрации для питьевой воды установлены для Eu (0.3 мг/л) и Sm (0.024 мг/л) [СанПиН 2.1.4.1074-01, 2010 (SanPiN 2.1.4.1074-01, 2010)], рекомендован норматив La для пресной воды (0.01 мг/л) [Рыбальский, 1989 (Rybal'skiy, 1989)].

Имеется лишь ограниченная информация о фактической взаимосвязи между отдельными РЗЭ и экотоксикологическими реакциями в стандартных лабораторных тестах и существовании регулярных и предсказуемых

закономерностей токсичности в ряду РЗЭ (выражаемой, например, LC_{50}). В связи с вышеизложенным соединения лантана можно отнести к веществам, которые требуют детального изучения их экотоксикологических свойств.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В работе использовали лантан сернокислый 8-водный $La_2(SO_4)_3 \cdot 8H_2O$. Исследуемые концентрации в диапазоне 0.16–160 мкмоль/л (эквивалент 0.0006–0.6 мг/л) получали путем последовательного разведения насыщенного раствора $La_2(SO_4)_3 \cdot 8H_2O$ с концентрацией 160 мкмоль/л отстоянной водопроводной водой (рН 7.0–7.5, общая жесткость 4.0–4.5 мМэкв/л Ca^{2+} и Mg^{2+}). Эта же вода использовалась в качестве контроля. Растворимость лантана в воде — 2.33 г/100 см³ при 20°C¹. При выборе диапазона концентраций ориентировались на опубликованные данные о влиянии сульфата лантана на выживаемость, продолжительность жизни, рост, развитие, плодовитость ветвистоусых рачков [Ложкина, Томилина, 2016 (Lozhkina, Tomilina, 2016); Сысолятина, Олькова, 2022 (Sysolyatina, Ol'kova, 2022)].

В качестве тест-объекта использовали амфипод *Hyalella azteca*, Saussure, 1858 из лабораторной культуры. Эксперименты проводили в соответствии со стандартной методикой [Рыбина и др., 2019 (Rybina et al., 2019); Ingersoll, Nelson, 1990] с модификацией в части увеличения оцениваемых тест-функций. Новорожденных амфипод в возрасте 1–3 сут пропускали через набор стандартных сит Standard Sieve Series, USA № 30 (600 μm) и № 50 (300 μm) для отбора особей размером не более 3 мм. Молодь амфипод отбирали пипеткой на 2 см³ по одному экземпляру и помещали по 10 особей в стеклянные химические стаканы с 200 мл тестируемой среды. Животных кормили штампами из листьев клена остролистного *Acer platanoides* L., 1753 диаметром 1.8 см, предварительно вымоченными в воде для освобождения от танинов в количестве 3 экз. на 1 стакан. Продолжительность эксперимента — 40 сут.

Гибель животных оценивали по полной иммобилизации особей (плавательные движения отсутствуют и не возобновляются при легком прикосновении пипетки) ежедневно. В контроле гибель рачков (7%) соответствовала требованиям методики. Растворы и выведенные листья клена меняли каждые 10 сут на свежие.

Цель работы — оценить спектр ответных реакций амфипод *Hyalella azteca* на действие возрастающих концентраций лантана в условиях хронического эксперимента.

В момент смены среды регистрировали линейные размеры выживших особей и массу выведенных листьев клена. Показатель трофической активности оценивали через уменьшение массы листьев клена (в % начальной массы). Линейные размеры амфипод измеряли под биноклем с использованием шкалы окуляр-микрометра на 14, 28 сутки и на момент завершения эксперимента. Длину тела измеряли вдоль дорзальной поверхности от основания первой антенны до конца третьей уropоды конечности последнего брюшного сегмента. Индивидуальную массу выживших амфипод определяли по линейным размерам согласно формуле [Ingersoll et al., 2008]:

$$M = (0.177 \times L - 0.0292)^3,$$

где M — масса в мг, L — длина в мм.

На момент завершения эксперимента выживших особей фиксировали 70%-ным спиртом для оценки морфологических параметров — количество члеников и длины 1 и 2 антенн.

Эксперименты проводили в трех повторностях. Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды — $22 \pm 1^\circ C$, рН 7.5–8.0, растворенный кислород — на уровне насыщения путем принудительной аэрации, световой режим (920 lux) при освещении лампами дневного света в режиме 16 ч свет:8 ч ночь. Контрольную группу тест-животных содержали в аналогичных условиях в отстоянной водопроводной воде без добавления La^{3+} .

Результаты представлены в виде $\bar{x} \pm SD$, где \bar{x} — среднее значение за весь период эксперимента, SD — среднее квадратичное отклонение параметра. Статистическую значимость различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при $p = 0.05$ [Sokal, Rohlf, 1995]. Корреляционный анализ между исследованными параметрами, значения которых не имели нормального распределения (Shapiro-Wilktest), проводили с использованием непараметрического коэффициента Спирмена (r_s , $p = 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В остром опыте определена концентрация, вызывающая гибель 50% амфипод за 48 ч экспозиции — $LC_{50} = 100$ мкмоль/л. Смертность

H. azteca в растворах с добавлением La^{3+} закономерно возрастала с ростом концентрации действующего вещества (рис. 1). На вторые

¹ http://dictionary.sensagent.com/Solubility_table/en-en/

сутки эксперимента зафиксировано острое токсическое действие La^{3+} в концентрации 160 мкмоль/л. На 14-е сутки эксперимента отмечена 100% смертность амфипод в концентрациях 16 и 160 мкмоль/л. На момент завершения

эксперимента минимальные значения (близкие к контролю) смертности рачков зарегистрированы в растворе с концентрацией 0.16 мкмоль/л.

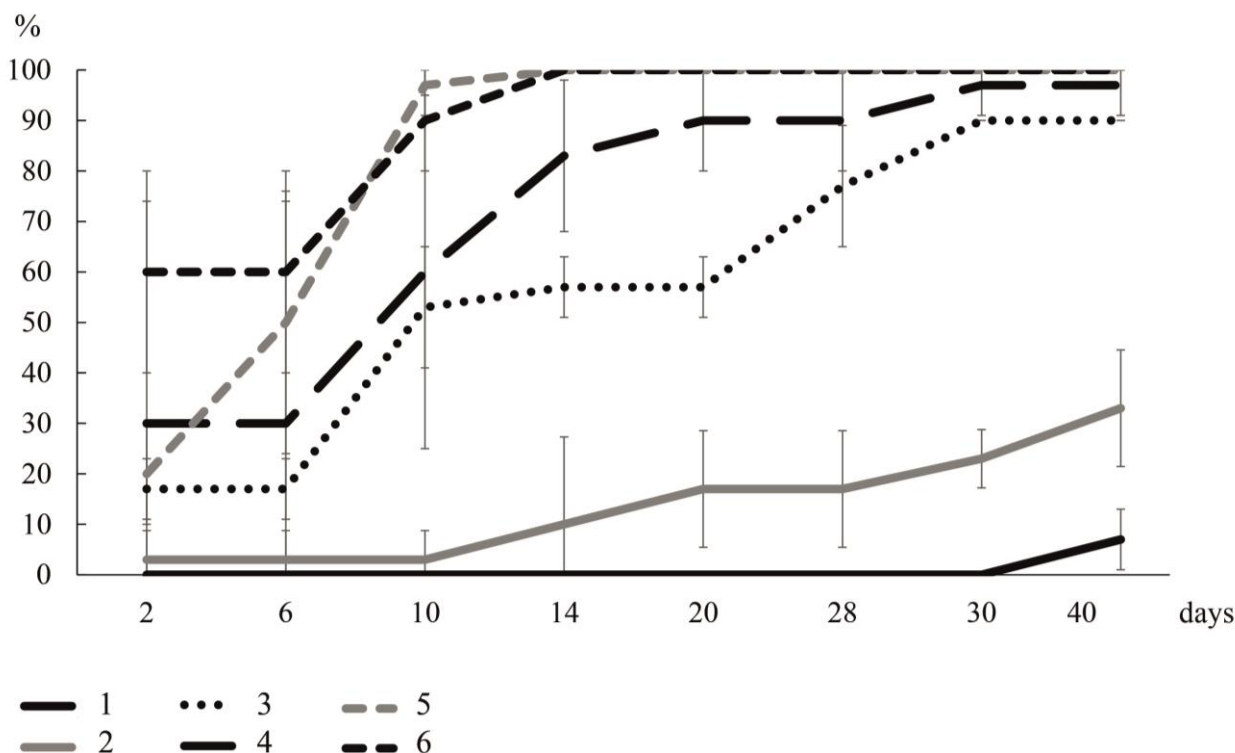


Рис. 1. Влияние La^{3+} на смертность *H. azteca* в условиях хронического эксперимента. 1 — контроль, 2 — 0.16 мкмоль/л, 3 — 0.8 мкмоль/л, 4 — 1.6 мкмоль/л, 5 — 6 мкмоль/л, 6 — 16 мкмоль/л, 7 — 160 мкмоль/л.

Fig. 1. Effect of La^{3+} exposure on mortality of *H. azteca* under chronic experiment conditions. 1 — control, 2 — 0.16 $\mu\text{mol/L}$, 3 — 0.8 $\mu\text{mol/L}$, 4 — 1.6 $\mu\text{mol/L}$, 5 — 6 $\mu\text{mol/L}$, 6 — 16 $\mu\text{mol/L}$, 7 — 160 $\mu\text{mol/L}$.

Минимальные размеры амфипод на 14, 28 и 40 сутки эксперимента были отмечены в контроле, во всех экспериментальных растворах данный показатель был выше (рис. 2). Эта закономерность была выявлена на 14-е сут в высоких концентрациях 160 и 16 мкмоль/л, которые в дальнейшем оказали максимальное токсическое действие на смертность особей. Вероятно, это связано с пространственным и пищевым преимуществом особей, оставшихся в живых. Максимальные размеры амфипод по сравнению с контролем зафиксированы в растворах с концентрацией La^{3+} 0.8 мкмоль/л во все периоды их измерений. Особи в растворах с наименьшей из тестируемых концентраций на 14-е сут не отличались по размерам от контрольных, но наблюдалась тенденция к увеличению их размеров, а к концу эксперимента эти отличия были статистически значимы.

Максимальная масса совокупности выживших особей зарегистрирована в контроле

с постепенным ее снижением по мере увеличения концентрации La^{3+} (табл. 1).

В качестве дополнительного параметра при завершении эксперимента (40 сут) оценивали длину 1 и 2 антенны (рис. 4) и количество члеников антенн (рис. 5). Минимальные размеры первой антенны отмечены в контроле и у особей, экспонируемых в концентрации 0.16 мкмоль/л (рис. 4a). Тенденция увеличения длины антенн зафиксирована при повышении действующей концентрации. Максимальная длина второй антенны отмечена в растворе La^{3+} с концентрацией 0.8 мкмоль/л (рис. 4b). Статистически значимых различий по длине второй антенны в других вариантах опыта по сравнению с контрольными значениями не наблюдали.

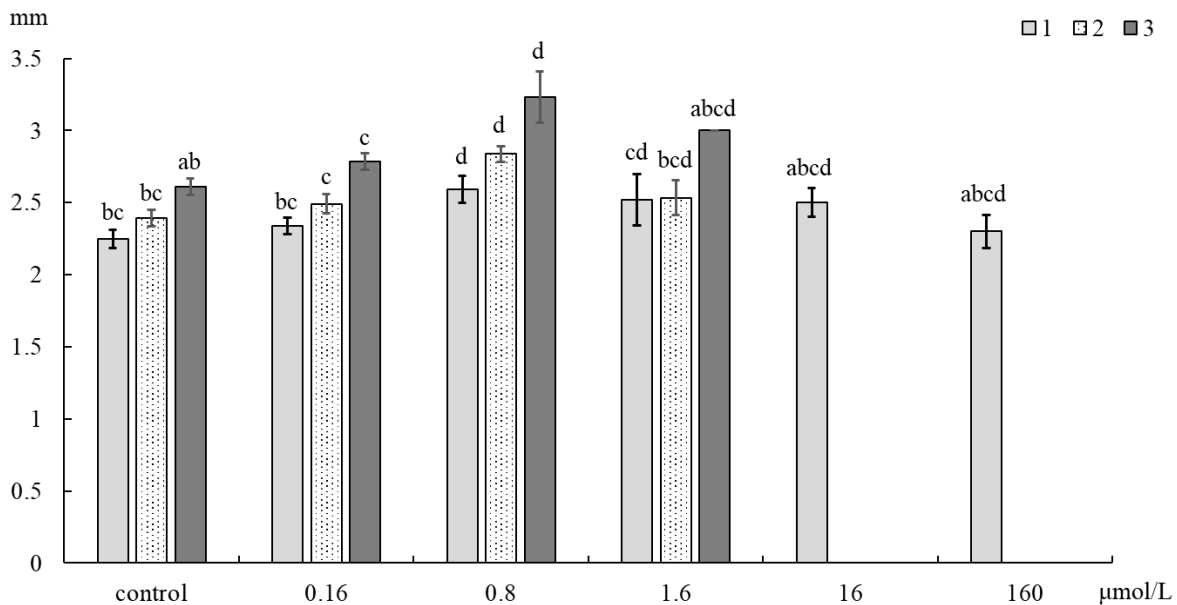
При расчете массы на одну особь, статистически значимые максимальные значения зарегистрированы в концентрации 0.8 мкмоль/л, в то время как в контроле и концентрации 0.16 мкмоль/л они были минимальными (рис. 3).

Таблица 1. Масса выживших особей *H. azteca* при действии La^{3+} на момент завершения эксперимента***Table 1.** Weight of surviving individuals of *H. azteca* under La^{3+} exposure at the end of the experiment*

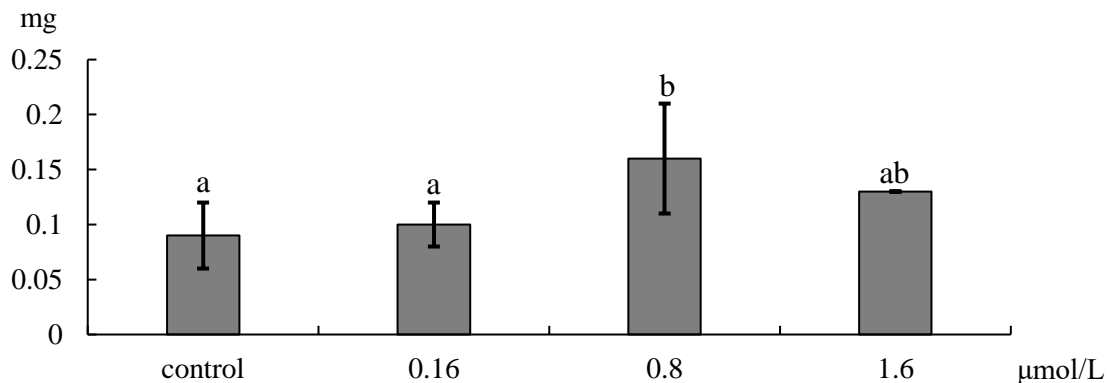
Концентрация La^{3+} , мкмоль/л La^{3+} concentration, $\mu\text{mol/L}$	Количество, экз. Quantity, ind.	Масса, мг Weight, mg	Масса одной особи, мг Weight of one individual, mg
0.16	7	2.04	0.10 ± 0.02^a
0.8	3	0.49	0.16 ± 0.05^b
1.6	1	0.13	0.13 ± 0^{ab}
16	0	—	—
160	0	—	—
Контроль / Control	27	2.61	0.09 ± 0.03^a

Примечание. “*” — данные приведены на момент завершения эксперимента, “—” — в растворах отмечена 100% гибель особей. Здесь и в таблице 2 “a, b, c” — разные буквы означают статистически значимые различия показателей амфипод в экспериментальных группах от контрольных значений при $p < 0.05$ буквенные индексы статистически значимых различий при $p < 0.05$.

Note. “*” — data are given at the end of the experiment, “—” — 100% mortality of individuals was observed in the solutions. Here and in table 2, “a, b, c” are letter indices of statistically significant differences at $p < 0.05$.

**Рис. 2.** Влияние La^{3+} на динамику линейных размеров *H. azteca*. 1 — 14 сут, 2 — 28 сут, 3 — 40 сут.

Здесь и далее “a, b, c, d” — разные буквы означают статистически значимые различия линейных размеров амфипод в экспериментальных группах от контрольных значений при $p < 0.05$; “—” — в растворах отмечена 100% гибель особей.

Fig. 2. Effect of La^{3+} exposure on the dynamics of linear dimensions of *H. azteca*. 1 — 14 days, 2 — 28 days, 3 — 40 days. Here and in figures 3–6 “a, b, c, d” — different letters mean statistically significant differences in the linear sizes of amphipods in experimental groups from control values at $p < 0.05$; “—” — 100% death of individuals was noted.**Рис. 3.** Расчетная масса одной выжившей особи *H. azteca* при действии La^{3+} на момент завершения эксперимента.**Fig. 3.** Mass of one surviving individual of *H. azteca* under La^{3+} exposure at the end of the experiment.

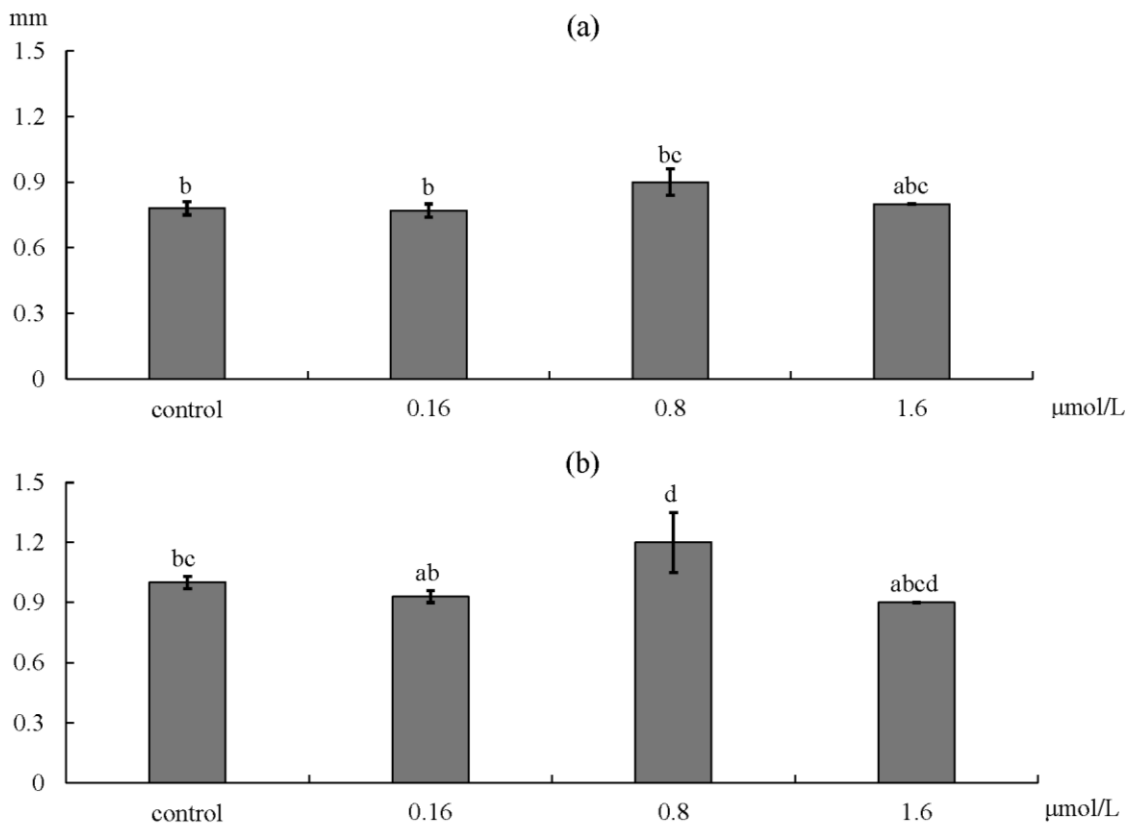


Рис. 4. Длина первой (а) и второй (б) антенны *H. azteca* в конце эксперимента по хроническому действию La^{3+} .
Fig. 4. Length of first (a) and second (b) antennae of *H. azteca* at the end of the experiment on chronic exposure to La^{3+} .

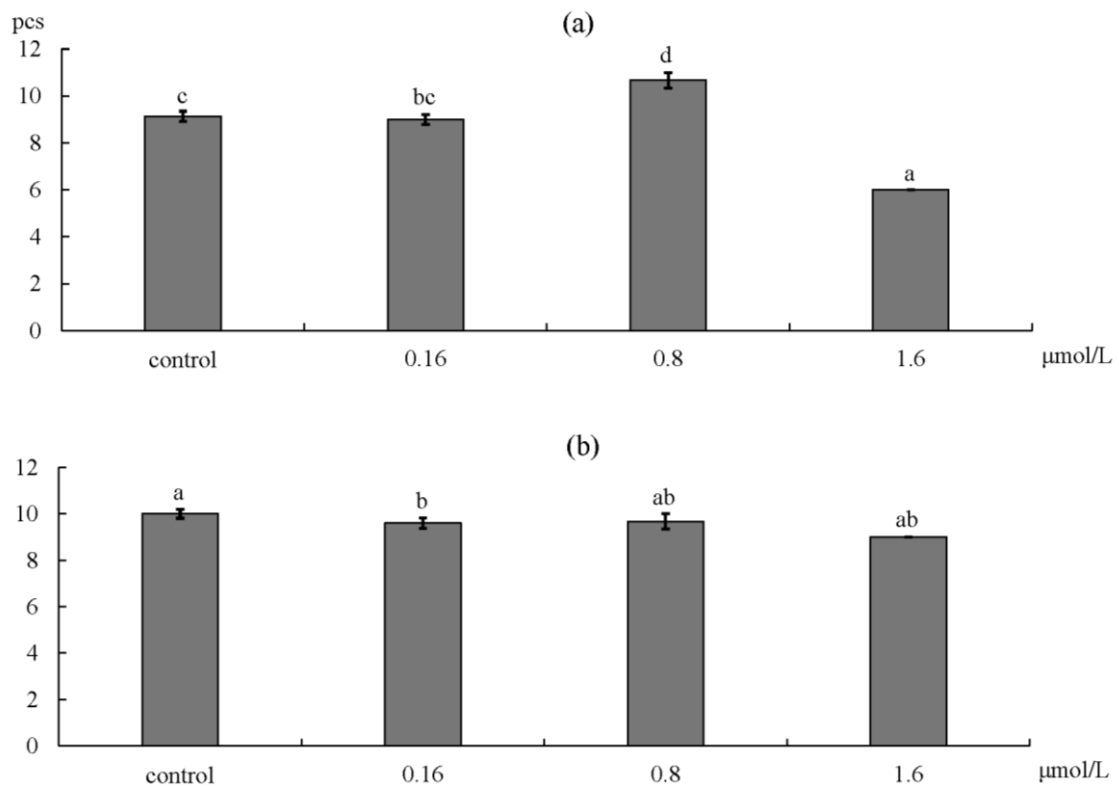


Рис. 5. Число члеников первой (а) и второй (б) антенны *H. azteca* в конце эксперимента по хроническому действию La^{3+} .
Fig. 5. Number of segments first (a) and second (b) of the antenna of *H. azteca* at the end of the experiment on chronic exposure to La^{3+} .

Число члеников обеих антенн также было больше в концентрации 0.8 мкмоль/л по сравнению с другими вариантами эксперимента. Для первой антенны этот показатель был статистически значимо выше по сравнению с другими вариантами (рис. 5a), для второй антенны — значимых различий не зафиксировано (рис. 5b). В целом, стабильной прямой дозозависимой тенденции в изменении длины антенн и числа их члеников в ответ на воздействие La^{3+} не установлено.

При увеличении концентрации La^{3+} отмечено постепенное возрастание трофической активности амфипод с 10-х на 20-е сутки эксперимента (табл. 2). На 10-е сутки в более высоких концентрациях (16 и 160 мкмоль/л) отмечено статистически значимое увеличение потребления корма по сравнению с контролем. На 20-е сутки значимое увеличение потребления корма по сравнению с контролем зарегистрировано для всех концентрации за исключением концентрации 0.16 мкмоль/л. На 30-е сутки статистически значимых различий между

вариантами выявлено не было. На 40-е сутки статистически значимое повышение трофической активности отмечено в концентрациях La^{3+} 0.8 и 1.6 мкмоль/л. Минимальная из тестируемых концентраций La^{3+} (0.16 мкмоль/л) значимо не влияла на среднюю трофическую активность амфипод на протяжении всего эксперимента. Последовательное повышение концентраций La^{3+} приводило к закономерному увеличению потребления листьев.

На протяжении всего эксперимента отмечен низкий процент трофической активности для контроля и минимально действующей концентрации La^{3+} , максимальный — для концентрации 0.8 мкмоль/л (рис. 6). Несмотря на высокие значения трофической активности *H. azteca* в концентрациях 16 и 160 мкмоль/л, сопоставимые со значениями в концентрациях 0.8 и 1.6 мкмоль/л, % выеденного корма за сутки был низок в связи с тем, что в более высоких концентрациях особи погибли в середине эксперимента.

Таблица 2. Влияние La^{3+} на динамику трофической активности *H. azteca* в условиях хронического эксперимента

Table 2. Effect of La^{3+} on the dynamics of trophic activity of *H. azteca* under chronic experimental conditions

Концентрация La^{3+} , мкмоль/л La^{3+} concentration, $\mu\text{mol/L}$	Масса выеденного листа, % / Eaten leaf weight, %			
	10 сут	20 сут	30 сут	40 сут
0.16	42.67±4.06 ^{ab}	40.33±4.26 ^{ab}	57.00±0.58 ^{ab}	66.0±5.13 ^a
0.8	38.00±9.50 ^{ab}	67.00±18.50 ^c	63.33±2.40 ^{ab}	86.67±3.28 ^b
1.6	41.33±5.55 ^{ab}	66.67±1.20 ^c	64.33±3.84 ^{ab}	87.0±5.03 ^b
16	61.67±0.33 ^{cd}	72.33±4.70 ^c	—	—
160	72.67±2.85 ^d	69.33±4.63 ^c	—	—
Контроль / Control	40.00±6.03 ^{ab}	34.67±3.71 ^a	63.00±3.61 ^{ab}	71.67±2.19 ^{ab}

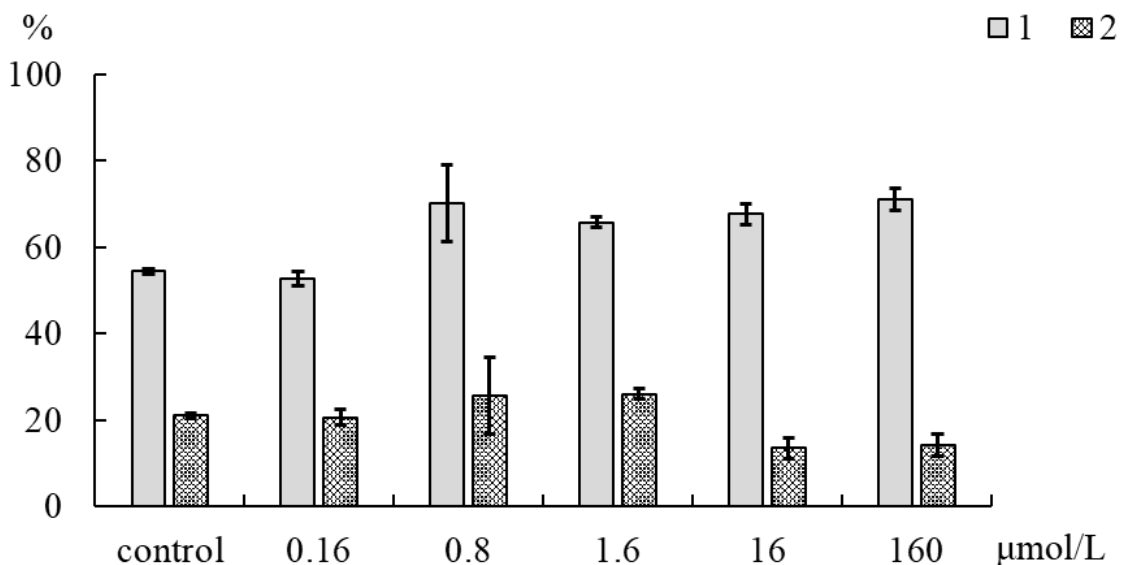


Рис. 6. Влияние La^{3+} на трофическую активность *H. azteca*. 1 — 40 сут, 2 — 1 сут.

Fig. 6. Effect of La^{3+} on the trophic activity of *H. azteca*. 1 — 40 days, 2 — 1 day.

ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследования подтверждают “дозозависимый” эффект показателя смертности *H. azteca* в ответ на возрастающие концентрации лантана в воде. Несмотря на то, что в воде идет слабый гидролиз сульфата лантана с образованием малорастворимого гидроксида лантана, коэффициент корреляции Спирмена ($r_s=0.94$, $p=0.005$) свидетельствует о высокой биодоступности La^{3+} для амфипод. Вероятно, это связано с их образом жизни. Амфиподы относятся к бентосным организмам, поедают детрит [Hargrave, 1970], который, как известно, может адсорбировать загрязняющие вещества [Odum, Drifmeyer, 1978; Sadchikov, Ostroumov, 2017].

В наших исследованиях показано, что концентрации La^{3+} 160 и 16 мкмоль/л (0.6 и 0.06 мг/л) были наиболее токсичными, а концентрации 1.6, 0.8 и 0.16 мкмоль/л (0.006, 0.003, 0.0006 мг/л) оказывали отсроченное хроническое токсическое действие на *H. azteca* по показателю смертности. Значительная чувствительность ракообразных по сравнению с нематодами, аннелидами, рыбами и простейшими к воздействию La^{3+} подтверждена в работе [Herrmann et al., 2016]. Для сравнения, значения LC_{50} варьировали от 0.04 мг La /л для ракообразных *Daphnia carinata* King, 1852 (наиболее чувствительных) до 278 мг La /л для цилиат *Tetrahymena shanghaiensis* Feng et al., 1988 (наиболее устойчивых). Установленные нами летальные концентрации сопоставимы со значениями, полученными в работах [Borgmann et al., 2005; Herrmann et al., 2016], где LC_{50} для *H. azteca* за 168 ч (7 сут) составила 0.018 мг/л. Следовательно, устойчивость амфипод к воздействию лантана ниже, чем у дафний, хотя и исчисляется одним и тем же порядком.

В целом информативность биотестов по гибели организмов достаточно низка [Филенко, Терехова, 2016 (Filenko, Terekhova, 2016)]. Гораздо более показательны эксперименты по установлению хронического токсического действия, позволяющие оценить ответные реакции гидробионтов для невысокого уровня загрязнения [Олькова, Маханова, 2018 (Ol'kova, Mahanova, 2018); Johnson et al., 2000].

Результаты измерения линейных размеров *H. azteca* оказались на первый взгляд неожиданными: в большинстве вариантов в течение опыта наблюдалась тенденция возрастания, а для некоторых вариантов и значимое увеличение показателя по сравнению с контролем. К одной из причин этого можно отнести снижение конкуренции за пищевой ресурс. Так, в работе с использованием *Daphnia magna* Straus, 1820 показано, что увеличение жизненного

пространства модельной популяции в расчете на 1 особь приводит к стимуляции многих морфофункциональных параметров [Ol'kova et al., 2018]. Согласно классической работе [Одум, 1986 (Odum, 1986)] известно, что абиотические и биотические факторы всегда действуют комплексно, снижение функциональной нагрузки по одному фактору (плотность популяции) способствует повышению устойчивости особей к другому фактору (химическое воздействие).

Незначимые коэффициенты корреляции Спирмена “концентрация–линейные размеры” составили 0.23, 0.80 и 0.80 соответственно для 14, 28 и 40 сут эксперимента. Следовательно, нельзя утверждать, что снижение плотности популяции полностью компенсирует токсическое действие La^{3+} . Рост амфипод в некоторой степени ограничивался присутствием La^{3+} в воде. Это видно при сравнении действия на амфипод растворов с концентрациями 0.8 и 1.6 мкмоль/л. Максимальные и достоверно отличающиеся от контроля линейные размеры особей были зафиксированы в меньшей из этих двух концентраций (0.8 мкмоль/л), хотя пространственный и трофические факторы были ближе к оптимумам при воздействии концентрации 1.6 мкмоль/л. Схожие эффекты ингибирования роста *H. azteca* были обнаружены и для других металлов, таких как As, Co и Mn, после 4-недельного воздействия [Norwood et al., 2007].

Рассчитанные значения массы амфипод имеют важное значение для прогноза экологических эффектов в случае попадания La^{3+} в водные экосистемы. Масса каждой особи менялась в ответ на воздействие La^{3+} незначительно, однако, оценка общей биомассы *H. azteca*, оставшихся в живых на 40 сут после воздействия показала, что одним из возможных эффектов влияния La^{3+} в реальных условиях может стать снижение биомассы бентосных организмов. Аналогичные эффекты отмечены при воздействии РЗЭ диспрозия на 28 сутки эксперимента, когда отмечалось снижение среднего сухого веса *H. azteca* [Lu, 2016]. Полученные результаты, в свою очередь, могут привести к каскадным эффектам в экосистемах, как показано на примере гербицида симазина [Wang et al., 2021].

У *H. azteca* длина антенн и количество их сегментов изменчивы [Nelson, Brunson, 1995]. Длины 1 и 2 антенн изменялись под воздействием исследуемых концентраций La^{3+} в большей степени, чем количество члеников: $r_s=0.6$ и $r_s=-0.4$ для зависимостей “концентрация–длина первой антенны” и “концентрация–длина второй антенны” по сравнению с $r_s=-0.4$ и $r_s=-0.8$ для зависимости “концентрация–количество

члеников”. Вероятно, это связано с тем, что количество члеников и вариативность их числа — генетически закрепленный признак, а длина части тела может быть обусловлена факторами окружающей среды, в том числе химическим воздействием.

В соответствии с полученными коэффициентами корреляции, помимо смертности к наиболее информативной тест-функции при оценке токсичности La^{3+} можно отнести длину и массу *H. azteca*, не информативным — длину и количество члеников антенн.

Трофическая активность тест-организмов — интегральный параметр жизненного

состояния организма. В то же время достаточное количество пищи и способность ее потреблять может носить компенсаторную роль при токсическом воздействии на организм [Gad, 2016]. Вероятно, это явление мы и наблюдали, оценивая воздействие разных концентраций La^{3+} на амфипод: во всех вариантах, кроме 0.16 мкмоль/л, происходило достоверное увеличение потребления пищи по сравнению с контролем. Учитывая, что в растворах с концентрациями 160 и 16 мкмоль/л количество особей было наименьшим вследствие гибели от токсического воздействия, становится понятно, что выявленные различия значительны.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Показано, что лантан по сравнению с рядом других металлов, безусловно, относится к менее опасным элементам, чем, например, тяжелые металлы. Однако гидробионты реагируют на его присутствие в среде обитания изменением морфофизиологических параметров,

что и было показано в представленной работе на примере *H. azteca*. Часть ответных реакций (гибель, снижение биомассы популяции) могут стать началом каскадных эффектов, отражаясь на структуре сообщества гидробионтов и био разнообразии водных объектов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Часть работы выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Роль абиотических и биотических факторов в формировании физиолого-биохимических и иммунологических показателей гидробионтов” (№124032500015-7).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Кабата-Пендиас А., Кабата-Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
- Ложкина Р.А., Томилина И.И. Влияние лантана на биологические параметры ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* в хроническом эксперименте // Токсикологический вестник. 2016. № 1(136). С. 42–46. DOI: 10.36946/0869-7922-2016-1-42-42.
- Одум Ю. Экология: В 2-х т. Ecology / Пер. с англ. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с.; Т. 2. 376 с.
- Олькова А.С., Маханова Е.В. Выбор биотестов для экологических исследований вод, загрязненных минеральными формами азота // Вода и экология: проблемы и решения. 2018. № 4(76). С. 70–81. DOI: 10.23968/2305-3488.2018.23.4.70-81.
- Рыбальский Н.Г. Экологические аспекты экспертизы изобретений: справочник эксперта и изобретателя. М.: ВНИИПИ, 1989. Ч. 1. С. 139.
- Рыбина Г.Е., Михайлова Л.В., Томилина И.И. Методика определения токсичности донных отложений, почв, осадков сточных воды промышленных отходов методом биотестирования с использованием амфипод *Hyalella azteca* Saussure. С-Пб: ООО “Спектр-М”, 2019. 42 с.
- СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. 2010.
- Сысолятина М.А., Олькова А.С. Потенцирование токсического действия меди в присутствии лантана в биотестах на *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) // Поволжский экологический журнал. 2022. № 4. С. 483–490. DOI: 10.35885/1684-7318-2022-4-483-490.
- Филенко О. Ф., Терехова В. А. Экологическое предназначение биотестирования: информативность и универсальность // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы международного симпозиума и школы, Москва, 25–28 октября 2016 года. Москва: Издательство ГЕОС, 2016. С. 232–238.
- Blinova A., Lukjanova M., Muna H., Vija H., Kahru A. Evaluation of the potential hazard of lanthanides to freshwater microcrustacean // Sci. Total. Environ. 2018. Vol. 642. P. 1100–1107. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.155.
- Borgmann U., Couillard Y., Doyle P., Dixon D.G. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness // Environ. Toxicol. Chem. 2005. Vol. 24. P. 641–652. DOI: 10.1897/04-177r.1.
- Figureiredo C., Grilo T.F., Lopes R. et al. Single and combined ecotoxicological effects of ocean warming, acidification and lanthanum exposure on the surf clam (*Spisula solida*) // Chemosphere. 2022. Vol. 302. Article 134850. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134850.
- Gad S.C. Animal Models in Toxicology (3rd ed.). CRC Press. 2016. 1168 p. DOI: 10.1201/b18705.
- Gupta C.K., Krishnamurthy N. Extractive metallurgy of rare earths // International materials reviews. 1992. Vol. 37. № 1. P. 197–248.

- Hargrave B.T. The Utilization of Benthic Microflora by *Hyalella azteca* (Amphipoda) // Journal of Animal Ecology. 1970. Vol. 39(2). P. 427–437. DOI: 10.2307/2980.
- Henderson P. Rare earth element geochemistry. Elsevier, 2013. 510 p.
- Herrmann H., Nolde J., Berger S., Heise S. Aquatic ecotoxicity of lanthanum- a review and an attempt to derive water and sediment quality criteria // Ecotox. Environ. Saf. 2016. Vol. 124. P. 213–238.
- Ingersoll C.G., Besser J.M., Brumbaugh W.G. et al. Sediment chemistry, toxicity, and bioaccumulation data report for the US Environmental Protection Agency–Department of the Interior sampling of metal-contaminated sediment in the Tri-state Mining District in Missouri, Oklahoma, and Kansas. U.S. Geological Survey and MacDonald Environmental Sciences. 2008.
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquat. Toxicol. and Risk Assessment. Philadelphia: Amer. Soc. Test. and Mater, 1990. Vol. 13. P. 93–109.
- Johnson I., Persoone G., Janssen C., Coen W.M.De. Criteria-based procedure for selecting test methods for effluent testing and its application to Toxkit // New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2000. P. 73–94.
- Liu W.S., Guo M.N., Liu C. et al. Water, sediment and agricultural soil contamination from an ion adsorption rare earth mining area // Chemosphere. 2019. Vol. 216. P. 75–83. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.109.
- Lu C. The Effects of Water Chemistry and Organism Source on Dysprosium Toxicity to *Hyalella azteca* (Master's thesis, University of Waterloo). Waterloo, Ontario: University of Waterloo, 2016. 126 p.
- Nelson M.K., Brunson E.L. Postembryonic growth and development of *Hyalella azteca* in laboratory cultures and contaminated sediments // Chemosphere, 1995. Vol. 31. № 4. P. 3129–3140.
- Norwood W.P., Borgmann U., Dixon D.G. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation // Environmental Pollution. 2007. Vol. 147(1). P. 262–272.
- Odum W.E., Drifmeyer J.E. Sorption of pollutants by plant detritus: a review // Environmental Health Perspectives. 1978. Vol. 27. P. 133–137.
- Olkova A.S., Kantor G.Y., Kutyavina T.I., Ashikhmina T.Y. The importance of maintenance conditions of *Daphnia magna* Straus as a test organism for ecotoxicological analysis // Environmental Toxicology and Chemistry. 2018. Vol. 37. № 2. P. 376–384. DOI: 10.1002/etc.3956.
- Sadchikov A.P., Ostroumov S.A. Issues of the study of detritus in aquatic systems // Russian Journal of General Chemistry. 2017. Vol. 87. P. 3244–3249. DOI: 10.1134/S1070363217130199.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Wang Z., Shu J.H., Wang Z.R. et al. Geochemical behavior and fractionation characteristics of rare earth elements (REEs) in riverine water profiles and sentinel clam (*Corbicula fluminea*) across watershed scales: insights for REEs monitoring // Sci. Tot. Environ. 2022. Vol. 803. Article 150090. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150090.
- Wang Z., Yu S., Zhang L. et al. Effects of simazine herbicide on a plant-arthropod-lizard tritrophic community in territorial indoor microcosms: Beyond the toxicity // Science of The Total Environment. 2021. Vol. 781. P. 146723. DOI: 10/1016/j.scitotenv.2021.146723.
- Zhi Y., Zhang C., Hjorth R. et al. Emerging lanthanum (III)-containing materials for phosphate removal from water: A review towards future developments // Environment International. 2020. Vol. 145. P. 106115. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106115.

REFERENCES

- Blinova A., Lukjanova M., Muna H., Kahru A. Evaluation of the potential hazard of lanthanides to freshwater microcrustacean. *Sci. Total. Environ.*, 2018, vol. 642, pp. 1100–1107. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.155.
- Borgmann U., Couillard Y., Doyle P., Dixon D.G. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2005, vol. 24, pp. 641–652. doi: 10.1897/04-177r.1.
- Figueiredo C., Grilo T.F., Lopes R. et al. Single and combined ecotoxicological effects of ocean warming, acidification and lanthanum exposure on the surf clam (*Spisula solida*). *Chemosphere*, 2022, vol. 302. Article 134850. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134850.
- Fileenko O.F., Terexova V.A. Экологическое предназначение биотестирования: информативность и универсальность [Ecological purpose of biotesting: informative and versatile] Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталонные сравнения в экотоксикологии: Материалы международного симпозиума и школы, Москва, 25–28 октября 2016 года. Moscow, Izdatel'stvo GEOS, 2016, pp. 232–238. (In Russian)
- Gad S.C. Animal Models in Toxicology (3rd ed.). CRC Press, 2016. 1168 p. doi: 10.1201/b187505.
- Gupta C.K., Krishnamurthy N. Extractive metallurgy of rare earths. *International materials reviews*, 1992, vol. 37, pp. 197–248.
- Hargrave B.T. The Utilization of Benthic Microflora by *Hyalella azteca* (Amphipoda). *J. Animal Ecol.*, 1970, vol. 39(2), pp. 427–437. doi:10.2307/2980.
- Henderson P. Rare earth element geochemistry. Elsevier, 2013. 510 p.
- Herrmann H., Nolde J., Berger S., Heise S. Aquatic ecotoxicity of lanthanum- a review and an attempt to derive water and sediment quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.*, 2016, vol. 124, pp. 213–238. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.09.033.
- Ingersoll C.G., Besser J.M., Brumbaugh W.G. et al. Sediment chemistry, toxicity, and bioaccumulation data report for the US Environmental Protection Agency–Department of the Interior sampling of metal-contaminated sediment

- in the Tri-state Mining District in Missouri, Oklahoma, and Kansas. U.S. Geological Survey and MacDonald Environmental Sciences. 2008.
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). *Aquat. Toxicol. and Risk Assessment*. Philadelphia, Amer. Soc. Test. and Mater, 1990., vol. 13, pp. 93–109.
- Johnson I., Persoone G., Janssen C., Coen W.M.De. Criteria-based procedure for selecting test methods for effluent testing and its application to Toxkit. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2000, pp. 73–94.
- Kabata-Pendias A., Kabata-Pendias X. Mikroe`lementy` v pochvax i rasteniyax [Trace elements in soils and plants]. M., Mir, 1989. 439 p. (In Russian)
- Liu W.S., Guo M.N., Liu C. et al. Water, sediment and agricultural soil contamination from an ion adsorption rare earth mining area. *Chemosphere*, 2019, vol. 216, pp. 75–83. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.109.
- Lozhkina R.A., Tomilina I.I. Vliyanie lantana na biologicheskie parametry vetvistousogo rachka *Ceriodaphnia affinis* v hronicheskom eksperimente [The effect of lanthanum on the biological parameters of the branchial crustacean *Ceriodaphnia affinis* in a chronic experiment]. *Toksikologicheskij vestnik*, 2016, no. 1(136), pp. 42–46. doi: 10.36946/0869-7922-2016-1-42-42. (In Russian)
- Lu C. The Effects of Water Chemistry and Organism Source on Dysprosium Toxicity to *Hyalella azteca* (Master's thesis, University of Waterloo). Waterloo, Ontario, Canada, 2016. 126 p.
- Nelson M.K., Brunson E.L. Postembryonic growth and development of *Hyalella azteca* in laboratory cultures and contaminated sediments. *Chemosphere*, 1995, vol. 31, no. 4, pp. 3129–3140.
- Norwood W.P., Borgmann U., Dixon D.G. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 2007, vol. 147, no. 1, pp. 262–272.
- Odum W.E., Drifmeyer J.E. Sorption of pollutants by plant detritus: a review. *Environmental Health Perspectives*, 1978, vol. 27, pp. 133–137.
- Odum Yu. *Ekologiya: V 2-x t. Ecology*. Moscow, Mir, 1986. T. 1. 328 p.; T. 2. 376 p.
- Olkova A.S., Kantor G.Y., Kutjavina T.I., Ashikhmina T.Y. The importance of maintenance conditions of *Daphnia magna* Straus as a test organism for ecotoxicological analysis. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2018, vol. 37, no. 2, pp. 376–384. doi: 10.1002/etc.3956.
- Ol'kova A.S., Mahanova E.V. Vybor biotestov dlya ekologicheskiz issledovaniy vod, zagryaznennykh mineral'nymi formami azota [Choice of bioassays for ecological studies of waters polluted with mineral forms of nitrogen]. *Voda i ekologiya: problem i resheniya*, 2018, no. 4 (76), pp. 70–81. (In Russian)
- Ry`bina G.E., Mixajlova L.V., Tomilina I.I. Metodika opredeleniya toksichnosti donny`x otlozhenij, pochv, osadkov stochny`x vodi promy`shlenny`x otxodov metodom biotestirovaniya s ispol`zovaniem amfipod *Hyalella azteca* Saussure (1-ya redakciya) [Methodology for determining the toxicity of aquatic sediments, soils, sewage sludge and industrial sediments by biotesting using amphipods *Hyalella azteca* Saussure (1st edition)]. S-Pb., OOO “Spektr-M”, 2019. 42 p. (In Russian)
- Rybal'skiy N.G. Ekologicheskie aspekty ekspertizy izobretenij: spravochnik eksperta i izobretatelya [Environmental aspects of examination of inventions: a guide expert and inventor]. Moscow, VNIPI, 1989. Ch. 1. 139 p. (In Russian)
- Sadchikov A. P., Ostroumov S. A. Issues of the study of detritus in aquatic systems. *Russian J. General Chem.*, 2017, vol. 87, pp. 3244–3249. doi: 10.1134/S1070363217130199.
- SanPiN 2.1.4.1074-01. Pit`evaya voda. Gigienicheskie trebovaniya k kachestvu vody centralizovannykh sistem pit`evogo vodosnabzheniya. Kontrol' kachestva [Drinking water. Hygienic requirements for water quality of centralized drinking water supply systems. Quality control]. 2010. (In Russian).
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. N.Y., W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Sysolyatina M.A., Ol'kova A.S. Potencirovanie toksicheskogo dejstviya medi v prisutstvii lantana v biotestah na *Daphnia magna* Straus [Potentiation of the toxic effect of copper in the presence of lanthanum in biotests on *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)] (Cladocera, Crustacea). *Povolzhskij ekologicheskij zhurnal*, 2022, no. 4, pp. 483–490. doi: 10.35885/1684-7318-2022-4-483-490. (In Russian)
- Wang Z., Shu J.H., Wang Z.R. et al. Geochemical behavior and fractionation characteristics of rare earth elements (REEs) in riverine water profiles and sentinel clam (*Corbicula fluminea*) across watershed scales: insights for REEs monitoring. *Sci. Tot. Environ.*, 2022, vol. 803. Article 150090. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150090.
- Wang Z., Yu S., Zhang L. et al. Effects of simazine herbicide on a plant-arthropod-lizard tritrophic community in territorial indoor microcosms: Beyond the toxicity. *Science Total Environ.*, 2021, vol. 781, pp. 146723. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150090.
- Zhi Y., Zhang C., Hjorth R. et al. Emerging lanthanum (III)-containing materials for phosphate removal from water: A review towards future developments. *Environ.t Internat.*, 2020, vol. 145, pp. 106115. doi: 10.1016/j.environ.2020.106115.

**RESPONSES OF HYALELLA AZTECA TO THE EFFECT OF LANTHANUM
IN THE CONDITIONS OF A CHRONIC TRIAL**

R. A. Lozhkina^{1, *}, M. A. Sysolyatina², I. I. Tomilina¹, A. S. Olkova^{2, **}

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
152742 Borok, Russia, e-mail: *lozhkina.roza@yandex.ru*

²*Vyatka State University, 610000, Kirov, Russia, e-mail: **morgan-abend@mail.ru*

Revised 12.09.2024

The responses of the laboratory culture *Hyalella azteca* to the effect of lanthanum sulfate solutions in the concentration range of 0.16–160 $\mu\text{mol/L}$ under conditions of a chronic trial were studied. It was shown that the mortality of *H. azteca* increased with an enhance in the concentration of La^{3+} in the solution. A consistent increase in the concentration of La^{3+} led to a natural raise in food consumption. The most informative test function in assessing the toxicity of La^{3+} is the length and weight of *H. azteca*, while the length and number of antennal segments are not informative.

Keywords: lanthanum, bioassay, survival, growth, feeding behavior, *Hyalella azteca*, chronic toxicity