

ОРИГИНАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ

УДК 574.64+574.632

**Токсичность иона алюминия для *Daphnia magna* Straus
в зависимости от жесткости природной и искусственной воды****О.В. Воробьева^{1,2,*} , Е.Ф. Исакова¹ , М.А. Заец¹ ,
А.Ю. Мерзеликин¹ , Т.А. Самойлова² **¹Кафедра общей экологии и гидробиологии, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12;²Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, Россия, 107140, Россия, Москва, ул. Верхняя Красносельская, д. 17

*olvorobieva@rambler.ru

Токсичность химических веществ зависит не только от их концентрации, но и от гидрохимического состава воды (концентрации кальция и магния, гуминовых веществ и т.д.), который важно учитывать при экстраполяции результатов биотестирования в природные условия. Было проведено исследование острой токсичности хлорида алюминия на односуточных ракообразных *Daphnia magna* с использованием природной и искусственной воды, характеризующейся разными параметрами жесткости. Как на искусственной, так и на природной воде показано снижение токсичности ионов алюминия с увеличением жесткости, однако диапазон изменения токсичности в искусственной воде оказался значительно меньше, чем в природной воде. Так, в искусственной воде увеличение жесткости с 0,06 до 1,84°Ж привело к увеличению значения полуметальной концентрации алюминия за 48 ч в 1,57 раза, тогда как на природной воде схожий диапазон изменения жесткости (0,06–2,43°Ж) привел к изменению данного показателя почти в 6 раз. Подобные различия могут быть связаны с влиянием других гидрохимических факторов, характерных для исследованных типов воды. Таким образом, при проведении биотестирования с целью экологического нормирования искусственная вода не может служить полноценной заменой природной воды, химический состав которой характеризуется территориальной неоднородностью.

Ключевые слова: *Daphnia magna*, алюминий, биотестирование, токсичность, жесткость, чувствительность тест-организмов

В настоящее время накоплен достаточный массив данных, свидетельствующий о том, что токсичность химических веществ зависит не только от их концентрации, но и от содержания в воде других веществ (например, кальция или гумусовых кислот), pH, температуры, комбинаций с другими веществами [1–3]. Важную роль играет территориальная природная неоднородность химического состава поверхностных вод, которая обусловлена различными факторами — составом горных пород, почв, атмосферными осадками, климатом, рельефом, гидрогеологическими и гидродинамическими условиями, составом растительного покрова, живыми организмами и особенно наличием залежей полезных ископаемых [4, 5]. Таким образом, в каждом водном объекте формируется состав воды, определяющийся данной водосборной территорией и зависящий от природно-климатических условий, что, в конечном итоге, оказывает влияние на проявление токсичности попадающих в него веществ. Особенности гидрохимического состава вод конкретного региона необходимо учи-

тывать при проведении биотестирования с целью экологического нормирования.

Одним из основных факторов, влияющих на токсичность загрязняющих веществ для гидробионтов, является жесткость [3, 6]. В природной воде значения жесткости колеблются в широких пределах, изменяясь по временам года. Известно снижение с повышением жесткости воды летального действия высоких концентраций алюминия, меди, кадмия — на рыб, хрома, кадмия, цинка и меди — на беспозвоночных [7–9]. Так, например, значение полуметальных концентраций меди и цинка для рыб *Capoeta fusca* увеличивалось в 5 раз при увеличении содержания ионов кальция с 40 до 150 мг Ca²⁺/л [10]. Уменьшение жесткости воды с 5,10 до 0,60 и 0,38°Ж приводило к усилению токсичности растворов токсикантов для ракообразных *Ceriodaphnia affinis* [11].

Изменение токсичности загрязняющих веществ и их смесей при снижении жесткости воды может определяться как химическим механизмом (комплексобразованием и снижением концент-

рации токсичных веществ), так и биологическими факторами (биодоступностью, бионакоплением, ролью кальция в регуляции процессов проницаемости клеточных мембран). Известно, что высокое содержание кальция в воде снижает скорость поступления и препятствует аккумуляции катионов в тканях гидробионтов. На различных группах гидробионтов показано, что в жесткой воде тип взаимодействия веществ в смесях обычно определяется как аддитивный, а в мягкой воде — синергический. При этом жесткость влияет не только на проявление токсического эффекта веществ, но и на жизнедеятельность гидробионтов — например, при низких значениях жесткости ($0,38^{\circ}\text{Ж}$) наблюдается снижение плодовитости *C. affinis* по сравнению с плодовитостью при диапазоне жесткости $0,60\text{--}5,10^{\circ}\text{Ж}$ [11]. Таким образом, исследование зависимости проявления токсичности веществ от жесткости воды является важной задачей для токсикологических исследований.

В качестве модельного токсиканта был выбран алюминий, являющийся самым распространенным металлом в земной коре и широко используемый как в промышленности, так и в качестве коагулянта при очистке сточных вод. Шламы от производства металла взаимодействуют с технической водой, используемой для удаления отходов, и попадают в водную среду, воздействуя, таким образом, на гидробионтов. Ионы алюминия способны образовывать комплексы с гуминовыми веществами, имеют сродство к кислороду, являясь, таким образом, центром осадкообразования. Алюминий может связываться с компонентами клеточной мембраны, выступая в качестве заместителя кальция в межмембранном пространстве и нарушая тем самым проницаемость мембраны, что, в свою очередь, влияет на ионный обмен. Кроме того, алюминий может образовывать прочные комплексы с АТФ, воздействуя на большинство ферментативных реакций и нарушая метаболизм [12].

Токсический эффект алюминия может зависеть от содержания ионов кальция в среде. Кальций, который формирует жесткость воды, определяет также положительный заряд на мембранах живых организмов. При его высокой концентрации происходит отталкивание положительно заряженных ионов металлов, что замедляет их проникновение в клетку [13]. Ранее [14] в острых опытах изучалось влияние ионов алюминия на дафний при разных значениях pH ($6,5\text{--}5,5\text{--}4,5$) и разной концентрации ионов кальция ($12,5$ и $2,5$ мг Ca^{2+} /л). Максимальная токсичность была выявлена при pH $6,5$ и концентрации ионов кальция $2,5$ мг Ca^{2+} /л.

Таким образом, выявление особенностей зависимости проявления токсического действия металла от жесткости воды является важной задачей и может найти широкое применение в усовершенствовании методологии биотестирования.

Материалы и методы

Источниками природной воды служила вода двух озер, Большого и Малого Вудъявра, расположенных на Кольском полуострове, а также вода из московского водопровода (аквариумная вода). Кроме того, были проведены опыты на искусственной воде, приготовленной на основе рецептов, применяемых при оценке качества водной среды.

Озеро Большой Вудъявр располагается в местности, подверженной антропогенному влиянию промышленных предприятий и городских стоков. В основном, озеро Большой Вудъявр относят к эвтрофному типу озер, за исключением нескольких мезотрофных участков. Исследования показали, что поступление шахтных вод ведет к низкому таксономическому разнообразию, однако показатели численности и биомассы гидробионтов остаются высокими. Малый Вудъявр — озеро, существенно не загрязненное антропогенными источниками, подвержено воздействию дождевых стоков и воздушных переносов. Аквариумная вода взята из московского водопровода и прошла процесс фильтрации, аэрации, отстаивания в течение 2 нед., а также содержание в аквариуме с грунтом и высшей водной растительностью, где происходило насыщение метаболитами.

В качестве искусственной воды была использована модифицированная среда ADaM — наиболее известная среда для культивирования зоопланктона, где в качестве набора микроэлементов использовали синтетическую морскую соль [15]. В связи с тем, что в среде ADaM превышено значение рыбохозяйственного норматива предельно допустимой концентрации (ПДК) селена (в среде ADaM — $0,05$ мг Se/л, при ПДК — $0,002$ мг Se/л), была разработана искусственная среда ИСП-2 с базовым ионным составом на 1 л воды: Ca^{2+} — 133 мг, K^{+} — 36 мг, Na^{+} — 258 мг, Mg^{2+} — 11 мг, SeO_2 — $0,021$ мг, Cl^{-} — 275 мг, HCO_3^{-} — 415 мг, Br^{-} — $5,46$ мг, F^{-} — $0,086$ мг, BO_3^{3-} — $2,2$ мг, SO_4^{2-} — 44 мг. Значение pH среды составляет $7,76$. При моделировании жесткости CaCl_2 и MgSO_4 добавляли в нужных пропорциях.

Перед исследованиями были проведены анализы всех вариантов воды методами масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (МС-ИСП) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (АЭС-ИСП).

В качестве тест-объекта использовали дафний (*Daphnia magna* Straus), являющихся чувствительным тест-объектом для оценки влияния факторов физической и химической природы и широко используемых в биотестировании и водной токсикологии для оценки антропогенных воздействий [16–20]. Маточные культуры рачков для экспериментов культивировали на трех средах: аквариумной воде, воде из озера Малый Вудъявр и искусственной воде; для опытов на воде из озера Большой Вудъявр использовали рачков, культиви-

руемых на воде из озера Малый Вудъявр. В качестве токсиканта использовали кристаллогидрат хлорида алюминия ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

Предварительно проводили эксперименты для определения влияния хлорида алюминия в разных концентрациях на кислотность аквариумной воды и воды из озера Малый Вудъявр. Опыты сопровождались контрольными испытаниями без добавления токсического вещества. Измерения проводили с помощью рН-метра Starter 2100 Bench (ОНАУС, США) ежедневно, один раз в сутки, в течение четырех дней.

Оценку токсического действия хлорида алюминия на дафний проводили по стандартной методике, разработанной на кафедре гидробиологии МГУ [21]. 48-часовые эксперименты на дафниях проводили на всех типах воды в трехкратной повторности по 10 экземпляров односуточных рачков на 100 мл раствора в каждой. Таким образом, общий объем выборки для каждой линии составил 30 особей, всего в экспериментах была проанализирована выживаемость 1500 рачков. Растворы на искусственной воде готовили с суммарным содержанием ионов кальция и магния 100, 70, 50, 30, 20, 10, 1 мг/л (при молярном соотношении $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} = 1,13$). Эти значения были переведены из мг/л в °Ж, где 1 °Ж соответствует 20,04 мг/л Ca^{2+} или 12,15 мг/л Mg^{2+} .

Степень острой токсичности вещества оценивали на основании величины ЛК_{50} , вычисленной по результатам острого опыта. Для расчета величины ЛК_{50} применяли логнормальную регрессионную модель с двумя параметрами (верхняя и нижняя асимптоты равны 1 и 0 соответственно):

$$f(x) = \Phi\{b(\log(x) - \log(e))\},$$

где Φ — кумулятивная функция плотности для стандартного нормального распределения, e — определяет положение точки перегиба сигмоидной кривой и соответствует ЛК_{50} , b — коэффициент угла наклона в области точки перегиба. Вычисления выполняли в статистической среде R с помощью пакета drc (version: 3.0-1), предназначенного для анализа зависимостей доза-эффект [22]. 95%-й доверительный интервал для ЛК_{50} вычисляли на основе дельта-метода, реализованного в данном ПО.

Результаты и обсуждение

В ходе предварительного 96-часового опыта по исследованию динамики рН растворов было показано, что вода из озера Малый Вудъявр имела более низкие значения рН, чем аквариумная вода (7,7 и 8,1 соответственно). Добавление хлорида алюминия привело к подкислению растворов, с максимальным изменением значения рН при концентрации 100 мг Al/л.

В воде из озера Малый Вудъявр с концентрацией алюминия 100 мг/л в первый час после при-

готовления растворов рН понизился на три единицы по сравнению с контролем и сохранялся на этом уровне до конца эксперимента (96 ч). В аквариумной воде разница водородного показателя между контролем и раствором с концентрацией 100 мг Al/л составила 1,72 ед. в первый час эксперимента и уменьшилась спустя 96 ч до 0,62 ед.

Концентрация 1 мг Al/л не оказала влияние на кислотность растворов, при концентрациях 5 и 10 мг Al/л наблюдалось обратимое снижение рН. Таким образом, в диапазоне концентраций алюминия, использованных в ходе дальнейших исследований (0,5–16 мг/л), не происходило существенного изменения уровня рН.

В табл. 1 приведены результаты острых опытов и гидрохимические показатели исследуемых типов воды (величины жесткости воды даны в пересчете на °Ж). Аквариумная вода является наиболее жесткой из всех исследованных вод, тогда как самой мягкой была вода из озера Малый Вудъявр. Стоит отметить, что каждый тип воды содержит собственное количество алюминия, которое позже учитывалось при интерпретации результатов опытов. Наибольшая концентрация алюминия наблюдалась в воде из озера Большой Вудъявр, куда попадают сточные воды промышленных предприятий.

Таблица 1

Величины ЛК_{50}^{48} алюминия и гидрохимические характеристики исследуемых вод

Источник и дата взятия проб воды		рН	Жесткость, °Ж	Содержание Al, мг/л	ЛК_{50}^{48} мг Al/л
Аквариумная вода		8,1	2,43	0,03	13,66 (12,70–14,61)
Озеро Большой Вудъявр	окт. 2017	8,1	0,54	0,1	5,61 (0,86–10,36)
	авг. 2018	8,1	0,36	0,27	9,67 (7,79–11,55)
Озеро Малый Вудъявр	окт. 2017	7,7	0,06	0,05	1,09 (0,94–1,24)
	авг. 2018	7,7	0,09	0,08	3,36 (2,65–4,08)

Примечание: в скобках указан 95%-й доверительный интервал.

В ходе острых опытов минимальные полулетальные концентрации алюминия за 48 ч (ЛК_{50}^{48}) были получены на воде из озера Малый Вудъявр. Они зависели от срока отбора проб. Это может быть связано с повышением концентрации кальция и магния во время межени в августе 2018 г., и, как следствие, являться причиной понижения острой токсичности алюминия. Интересно отметить, что повышение фонового уровня алюминия не привело к повышению токсичности.

Аквариумная вода имела наибольшие параметры жесткости (2,43 °Ж), на ней была показана наименьшая токсичность алюминия — значение полулетальной концентрации было максималь-

ным и составило 13,66 мг Al/л. Токсичность алюминия в воде из озера Большой Вудъявр имеет промежуточное значение (LK_{50}^{48} составляла 5,61–9,67 мг Al/л). При одинаковой кислотности аквариумной воды и воды из озера Большой Вудъявр (октябрь 2017 г.) первая отличалась большей жесткостью. Таким образом, разница в величинах полулетальных концентраций, полученных на вариантах воды с одинаковой кислотностью и разной жесткостью, может объясняться влиянием жесткости на проявление токсичности металла.

При сравнении результатов опытов на воде из озера Большой Вудъявр вызывает интерес низкая токсичность алюминия в августе 2018 г. (когда вода была более мягкая, а фоновый уровень алюминия более высокий) по сравнению этим показателем для октября 2017 г. Это, вероятно, связано с влиянием на токсичность металлов не только ионов, формирующих жесткость воды, но и органических комплексообразователей, связываясь с которыми, металлы могут переходить в нетоксичную для гидробионтов форму. Так, например, известно, что гуминовые кислоты могут активно адсорбировать тяжелые металлы на своей поверхности, тем самым уменьшая действующую концентрацию в растворе – для дафний показано снижение токсичности металлов (меди, цинка и ртути) [2] в растворах с гуминовыми кислотами.

Таким образом, в ходе исследований было выявлено снижение токсичности алюминия в ряду Малый Вудъявр (2017 > 2018) > Большой Вудъявр (2017 > 2018) > аквариумная вода, что соответствует параметрам жесткости исследуемых вод 0,06, 0,09, 0,54, 0,36 и 2,43 °Ж соответственно. Наибольший токсический эффект алюминия наблюдался в мягкой воде из озера Малый Вудъявра, а наименьший – в аквариумной воде с повышенной жесткостью.

С целью исследования влияния на токсичность алюминия жесткости воды отдельно от других гидрохимических факторов определяли LK_{50}^{48} алюминия в искусственной воде с различной жесткостью. Результаты представлены в табл. 2. При моделировании жесткости искусственной воды в диапазоне от 0,06 до 6,12 °Ж токсичность алюминия несколько снижается при повышении жесткости воды, однако величина снижения токсичности

намного меньше, чем в природной воде, где величины LK_{50}^{48} при жесткости 0,06 и 2,43 °Ж различались на порядок.

Оценка связи токсичности алюминия (величины LK_{50}^{48}) с жесткостью воды с помощью коэффициента корреляции Спирмена показала, что коэффициент корреляции равен 0,69 и эта связь статистически значимая (соответствующее r -значение равно 0,013). Коэффициенты корреляции, вычисленные отдельно для искусственной и природной воды, равны 0,68 и 0,90 соответственно (оба значения статистически незначимы, $r=0,110$ и $r=0,083$), т.е. зависимость токсичности алюминия от жесткости воды, вероятно, в природной воде выражена значительно сильнее, чем в искусственной воде, однако имеющихся данных недостаточно для статистического обоснования данного утверждения.

При низкой жесткости в искусственной воде токсичность алюминия была значительно меньше, чем в природной воде (рисунок). В искусственной воде с жесткостью 0,06 °Ж LK_{50}^{48} составила 6,38 мгAl/л, тогда как в природной воде с той же жесткостью полулетальная концентрация составила 1,09 мгAl/л. Очевидно, на проявление токсичности алюминия влияет не только жесткость, но и другие гидрохимические факторы, характерные для исследованных типов воды.

Различия величин LK_{50}^{48} в разных вариантах природной воды обусловлены, вероятно, состоянием водоемов на момент отбора воды. В августе, во время межени, фоновая концентрации алюминия увеличивалась в связи с испарением воды. Понижение жесткости воды в озере Большой Вудъявр в августе 2018 г. может быть связано с жизнедеятельностью водной флоры и фауны. Аналогичная ситуация наблюдалась в озере Малый Вудъявр – во время межени 2018 г. жесткость была больше, чем при половодье в октябре 2017 г. и, соответственно, токсичность алюминия была ниже. Другими вероятными факторами, влияющими на токсичность алюминия, могут быть присутствующие в воде другие металлы, макро- и микроэлементы, а также органические соединения, в том числе метаболиты живых организмов.

Таким образом, изучение острой токсичности алюминия в природной и искусственной воде с заданными параметрами жесткости пока-

Таблица 2

Токсичность алюминия в искусственной воде с различной жесткостью

Суммарное содержание Ca ²⁺ и Mg ²⁺ , мг/л	1,0	10,0	20,0	30,0	50,0	70,0	100,0
Жесткость, °Ж	0,06	0,61	1,22	1,84	3,06	4,29	6,12
LK_{50}^{48} , мг Al/л	6,38 (3,60–9,16)	7,62 (0–16,92)	8,29 (1,47–15,11)	10,04 (9,05–11,04)	10,0 (9,81–10,18)	8,89 (8,43–9,34)	9,0 (8,52–9,47)

Примечание: в скобках указан 95%-й доверительный интервал.

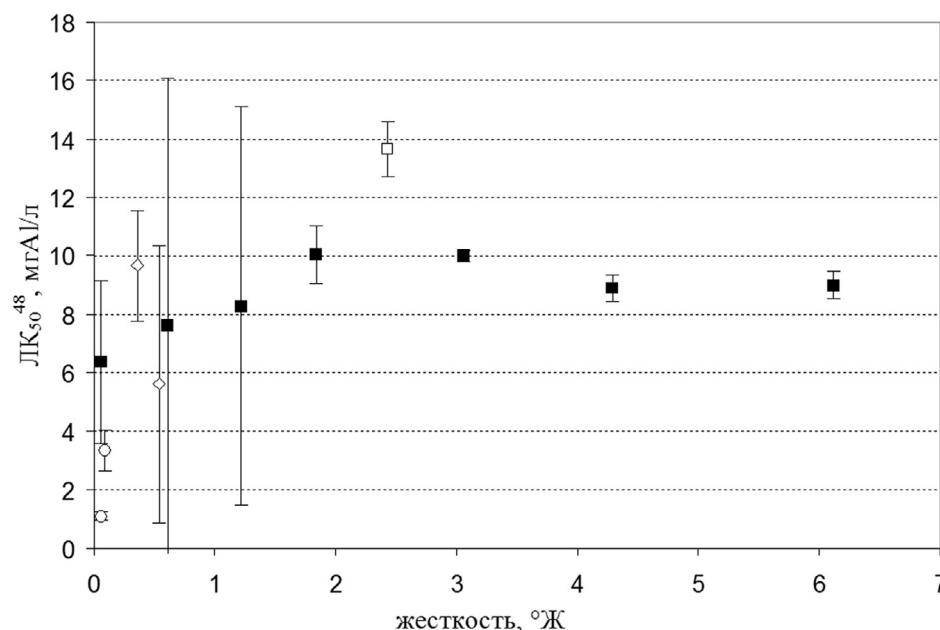


Рисунок. Значения полулетальных концентраций хлорида алюминия (в пересчете на ион алюминия) за 48 ч в воде из разных источников, ранжированных по степени жесткости. Пояснения: ■ — искусственная вода, □ — аквариумная вода, ◇ — вода из озера Большой Вудьявр, ○ — вода из озера Малый Вудьявр («усы» показывают доверительный интервал).

зало снижение токсичности металла при повышении жесткости воды. В искусственной воде диапазон изменения токсичности был значительно меньше, чем в природной воде, что предположительно связано с различными присутствующими в природной воде гидрохимическими факторами, совместно воздействующими на тест-организмы.

Это может свидетельствовать о том, что искусственная вода с заданными параметрами жесткости не может служить полным аналогом природной воды при определении токсичности веществ, так как не позволяет учесть все компоненты, присутствующие в природной воде и влияющие на биодоступность, а в конечном итоге — на токсичность веществ. При решении таких задач, как разработка региональных ПДК, требующих учета природной территориальной неоднородности химического состава поверхностных вод, необходимо проведение экспериментов на при-

родной воде, отражающей гидрохимические характеристики региона.

Вместе с тем, искусственные среды, благодаря полностью контролируемому составу, незаменимы при исследовании изолированного влияния различных факторов, а также их взаимодействия, что в перспективе способствует решению задачи экстраполяции результатов лабораторных исследований на процессы, происходящие в природной воде.

Работа выполнена при финансировании из госбюджета в рамках НИР «Исследование эффекта потенциально токсичных веществ на водные организмы и сообщества с целью защиты водных экосистем» № АААА-А16-116021660047-6. Исследование выполнено без использования животных и без привлечения людей в качестве испытуемых. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Heugens E.H., Jager T., Creighton R., Kraak M.H.S., Hendriks A.J., Van Straalen N.M., Admiraal W. Temperature-dependent effects of cadmium on *Daphnia magna*: accumulation versus sensitivity // Environ. Sci. Technol. 2003. Vol. 37. N 10. P. 2145–2151.
2. Oikari A., Kukkonen J., Virtanen V. Acute toxicity of chemicals to *Daphnia magna* in humic waters // Sci. Total Environ. 1992. Vol. 117–118. P. 367–377.
3. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.
4. Risnik D.V., Belyaev S.D., Bulgakov N.G., Levich A.P., Maksimov V.N., Mamikhin S.V., Mil'ko E.S., Fursova P.V., Rostovtseva E.L. Approaches to standardization of environmental quality: alternatives to the standardization system in use in the Russian Federation // Biol. Bull. Rev. 2013. Vol. 3. N 4. P. 247–260.
5. Viers J., Dupré B., Gaillardet J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database // Sci. Total Environ. 2009. Vol. 407. N 2. P. 853–868.
6. Kiyani V., Hosynzadeh M., Ebrahimpour M. Investigation acute toxicity some of heavy metals at different water hardness // Int. J. Adv. Biol. Biom. Res. 2013. Vol. 1. N 2. P. 134–142.

7. 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 // Environ. Toxicol. Chem. 2018. Vol. 37. N 2. P. 376–384.
8. Santore R.C., Di Toro D.M., Paquin P.R., Allen H.E., Meyer J.S. Biotic ligand model of acute toxicity of metals. 2. Application to acute copper toxicity in freshwater fish and *Daphnia* // Environ. Toxicol. Chem. 2001. Vol. 20. N 10. P. 2397–2402.
9. Yim J.H., Kim K.W., Kim S.D. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: prediction of acid mine drainage toxicity // J. Hazard. Mater. 2006. Vol. 138. N 1. P. 16–28.
10. Ebrahimpour M., Alipour H., Rakhshah S. Influence of water hardness on acute toxicity of copper and zinc on fish // Toxicol. Ind. Health. 2010. Vol. 26. N 6. P. 361–365.
11. Чалова И.В., Флеров Б.А. Влияние жесткости воды на хроническую токсичность смеси загрязняющих веществ для *Ceriodaphnia affinis* Lill. (Crustacea, Cladocera) // Тр. Инст. биол. внутр. вод РАН. 2017. № 77(80). С. 143–148.
12. Ganrot P.O. Biochemistry and metabolism of Al^{3+} and similar ions: a review // Environ. Health Perspect. 1986. Vol. 65. P. 363–369.
13. Hollis L., McGeer J.C., McDonald D.G., Wood C.M. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout // Environ. Toxicol. Chem. 2000. Vol. 19. N 11. P. 2725–2734.
14. Havas M. Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1985. Vol. 42. N 11. P. 1741–1748.
15. Klüttgen B., Dülmer U., Engels M., Ratte H.T. ADaM, an artificial freshwater for the culture of zooplankton // Water Res. 1994. Vol. 28. N 3. P. 743–746.
16. Adema D.M.M. *Daphnia magna* as a test animal in acute and chronic toxicity tests // Hydrobiol. 1978. Vol. 59. N 2. P. 125–134.
17. Matorin D.N., Bratkovskaya L.B., Yakovleva O.V., Venediktov P.S. Biotesting of water toxicity according to the ratio of microalgae consumption by daphnia detected with chlorophyll fluorescence // Moscow Univ. Biol. Sci. Bull. 2009. Vol. 64. N 3. P. 115–120.
18. Gapochka L.D., Drozhzhina T.S., Isakova E.F., Shavyrina O.B., Gapochka M.G., Pavlova A.S. Effects of irradiation by the low-intensity electromagnetic field of the millimetric range on the *Daphnia magna* culture at various developmental stages // Moscow Univ. Biol. Sci. Bull. 2012. Vol. 67. N 2. P. 43–48.
19. Smirnov N. N. Physiology of the Cladocera. 2nd Edition. London: Academic Press, 2017. 417 pp.
20. Yusupov V.I., Vorobyeva O.V., Rochev Y.A., Bagratashvili V.N. Influence of hydrodynamic processes generated by 1.94-mm pulsed laser radiation on *Daphnia magna* crustaceans // Acoustic Phys. 2019. Vol. 65. N 1. P. 84–94.
21. Жмур Н.С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний (ФР 1.1.39.2007–03–222). М.: АКВАРОС, 2007. 52 с.
22. Ritz C., Baty F., Streibig J.C., Gerhard D. Dose-response analysis using R // PLoS One. 2015. Vol. 10. N 12: e0146021

Поступила в редакцию 16.06.2020 г.

После доработки 24.09.2020 г.

Принята в печать 16.10.2020 г.

RESEARCH ARTICLE

Acute toxicity of aluminum chloride to *Daphnia magna* Straus depending on the chemical composition of water

O.V. Vorobieva^{1,2,*} , E.F. Isakova¹ , M.A. Zaec¹ , A.Yu. Merzelikin¹ ,
T.A. Samoilova² 

¹Department of General Ecology and Hydrobiology, Lomonosov Moscow State University,
Leninskiye Gory 1–12, 119234, Moscow, Russia;

²Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography,
Verkhnyaya Krasnoselskaya St., 17, 107140, Moscow, Russia

*e-mail: olvorobieva@rambler.ru

The toxicity of water pollutants depends not only on their concentration, but also on the chemical composition of water – the concentration of calcium and magnesium, humic acids, etc., which should be taken into account when extrapolating the results of biotesting to natural conditions. The sensitivity of *Daphnia magna* to acute toxicity of aluminum chloride was evaluated in natural and artificial water with different parameters of hardness. Aluminum toxicity decreased both in artificial and natural water with an increase in water hardness. However, within the same range of water hardness aluminum toxicity decreased significantly less in artificial water than in natural water. In artificial water, an increase in hardness from 0.017 to 0.524 °e led to an increase in the value of the 48-h half-lethal concentration of

aluminum by 1.57 times. In natural water a similar increase in hardness (0.017–0.692 °e) led to a 6-fold decrease in this indicator. Such differences may be associated with the influence of other hydrochemical factors of the studied water types. Thus, when conducting biotesting for the purpose of environmental regulation, artificial water cannot serve as a fully adequate replacement for natural water which chemical composition is affected by spatial heterogeneity.

Keywords: *Daphnia magna*, aluminum, bioassay, toxicity, water hardness, sensitivity of test organisms

Сведения об авторах

Воробьева Ольга Владимировна — канд. биол. наук, ст. науч. сотр. кафедры общей экологии и гидробиологии биологического факультета МГУ, специалист отдела рыбохозяйственной экологии ВНИРО. Тел. 8-495-939-27-91; e-mail: olvorobieva@rambler.ru; ORCID: <http://orcid.org/0000-0003-4265-892X>

Исакова Евгения Филипповна — канд. биол. наук, доц., ст. науч. сотр. кафедры общей экологии и гидробиологии биологического факультета МГУ. Тел.: 8-495-939-27-91; e-mail: evgenia_isakova@mail.ru; ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-6120-8129>

Заец Маргарита Александровна — студент биологического факультета МГУ. Тел.: 8-495-939-27-91; e-mail: zaetzrita@yandex.ru; ORCID: <http://orcid.org/0000-0003-3773-5177>

Мерзеликин Александр Юрьевич — аспирант кафедры общей экологии и гидробиологии биологического факультета МГУ. Тел.: 8-495-939-27-91; e-mail: source45@mail.ru; ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-2244-7669>

Самойлова Татьяна Александровна — канд. биол. наук, науч. сотр. отдела рыбохозяйственной экологии ВНИРО. Тел. 8-499-264-90-98; e-mail: asamojlova@mail.ru; ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-4684-0975>