

РЕАКЦИИ МОЛЛЮСКОВ *Unio pictorum* НА ПРИСУТСТВИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ *Microcystis aeruginosa*

© 2023 г. А. Н. Шаров^{a, b, c, *}, Т. Б. Зайцева^c, Н. Г. Медведева^c

^aИнститут биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия

^bAquaBioSafe, Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия

^cСанкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук, Санкт-Петербургский
научно-исследовательский центр экологической безопасности Российской академии наук, Санкт-Петербург, Россия

*e-mail: sharov@ibiw.ru

Поступила в редакцию 02.12.2022 г.

После доработки 15.07.2023 г.

Принята к публикации 18.07.2023 г.

Изучены эффекты воздействия цианобактерий на моллюсков *Unio pictorum* (L., 1758) в условиях эксперимента при совместном их культивировании с токсичным и нетоксичным штаммами цианобактерий *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing в разных концентрациях. Показано, что цианобактерии негативно влияют на двустворчатых моллюсков: зарегистрирована 40%-ная гибель моллюсков при изначально высокой $((5.4–5.6) \pm 0.1 \times 10^6$ кл./л) концентрации клеток и ухудшение их адаптивной способности (увеличение времени восстановления частоты сердечных сокращений после стресс-воздействия) при $(0.6 \pm 0.1) \times 10^6$ кл./л. Разница в смертности моллюсков, инкубированных с токсичными и нетоксичными цианобактериями, отсутствовала. Выявлено снижение концентрации хлорофилла *a* и содержания микроцистина LR в воде в присутствии двустворчатых моллюсков. После прохождения *M. aeruginosa* через пищеварительную систему двустворчатых моллюсков статистически значимое увеличение численности цианобактерий в воде не отмечено.

Ключевые слова: двустворчатые моллюски, *Unio pictorum*, сердечный ритм, функциональная нагрузка, цианобактерии, цветение воды, хлорофилл *a*, микроцистин LR

DOI: 10.31857/S0320965223060293, EDN: LUSMHG

ВВЕДЕНИЕ

Цианобактерий обычно рассматривают как нежелательный компонент водных экосистем из-за возможного токсического действия выделяемых ими вторичных метаболитов на жизнедеятельность других организмов (Sutradhar, 2022). Вместе с тем, цианобактерии используются в пищу беспозвоночными, в том числе и моллюсками (Sitnikova et al., 2012; Mohamed et al., 2018; Березина и др., 2021). Существует предположение о стимулирующем влиянии водных животных-фильтраторов на колонии и клетки цианобактерий *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) (Колмаков, Гладышев, 2003). К таким животным относятся широко распространенные массовые виды зоопланктона, двустворчатых моллюсков и планктоноядных рыб (Колмаков, 2014).

Высокое обилие планктонных ветвистоусых (*Daphnia longispina* O.F. Müller, 1785) и копепод

(*Eudiaptomus*) способствовало повышению концентрации микроцистинов в воде, в том числе микроцистина LR (MC-LR) до 536 нг/л (Kurbatova et al., 2022). Потребляя фитопланктон, ракообразные могут регенерировать значительное количество фосфора в толщу воды путем экскреции (Berezina et al., 2017) и тем самым стимулировать рост водорослей и цианобактерий.

Цианобактерии рода *Microcystis* широко распространены в пресных водах всех континентов. При анализе данных, характеризующих массовое развитие цианобактерий в водоемах >200 стран мира, выявлено, что в 108 из них происходило “цветение”, вызываемое *Microcystis*, в 79 случаях выявлено наличие микроцистинов (Zurawell et al., 2005). Глобальная экспансия токсигенных цианобактерий представляет серьезную угрозу для окружающей среды (Paerl, 2017). Микроцистины относятся к гепатотоксинам, растворимы в воде и легко проникают через липидные мембраны живых организмов. Они широко распространены в поверхностных водах водоемов по всему миру и наиболее хорошо изучены (Sutradhar, 2022). Этой

Сокращения: ВЭЖХ — высокоэффективная жидкостная хроматография, Хл — хлорофилл, ЧСС — частота сердечных сокращений.

группе токсинов посвящено 50% всех публикаций, связанных с исследованием цианотоксинов, еще 25% посвящено сакситоксинам и 25% — всем остальным цианотоксинам (Merel et al., 2013). В настоящее время известно >200 структурных вариантов микроцистинов, обладающих различной токсичностью. Наиболее токсичным вариантом считается микроцистин LR. Согласно рекомендациям ВОЗ,¹ его концентрация в питьевой воде не должна превышать 1 мкг/л.

Двустворчатые моллюски ведут малоподвижный образ жизни и, будучи активными фильтраторами, выполняют важную роль в самоочищении и поддержании качества поверхностных вод (Остроумов, 2008). Представители сем. Unionidae питаются детритом, взвешенным в придонной воде, и мелкими планктонными организмами. Перловица обыкновенная *Unio pictorum* (L., 1758) широко распространена в Палеарктике (Klishko et al., 2017), и ее часто используют в экспериментальных исследованиях.

Характеристики кардиоактивности моллюсков применяют в качестве биомаркеров их физиологического состояния, реагирующего на изменения различных факторов, таких как температура, соленость, трофический фактор и загрязнение (Холодкевич и др., 2019; Depledge et al., 1995; Burnett et al., 2013; Bakhmet, 2017; Xing et al., 2019). ЧСС отражает интенсивность физиологических процессов. Для выявления возможных изменений в организме, вызванных действием неблагоприятных факторов, животных подвергают функциональным нагрузкам в виде кратковременных тест-воздействий, не приводящих к патологическим нарушениям, например изменение солености воды, температуры, осушение и др. (Холодкевич и др., 2021).

Цель работы — выявить возможные взаимодействия между моллюсками *U. pictorum* и токсичными и нетоксичными штаммами цианобактерий *Microcystis aeruginosa*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Моллюски *Unio pictorum* (50 экз.) были отловлены в условно чистом районе Рыбинского водохранилища (около пос. Борок, 58°03'45" с.ш., 38°14'23" в.д.) и акклиматизированы к лабораторным условиям в течение недели. В работе использовали десять 20-литровых аквариумов с постоянной аэрацией, содержащих по 10 л отстоянной профильтрованной водопроводной воды. В каждый аквариум помещали по 5 экз. моллюсков пример-

но одинакового размера (65.2 ± 1.1 мм). Предварительно к каждому моллюску прикрепляли миниатюрный оптоволоконный датчик для мониторинга их сердцебиения (Холодкевич и др., 2019).

В работе использовали два штамма цианобактерий рода *Microcystis*: токсичный штамм *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz. CALU 973, полученный из Ресурсного центра “Культивирование микроорганизмов” Научного парка Санкт-Петербургского государственного университета (Россия) и образующий ряд микроцистинов, основной из которых — микроцистин LR; нетоксичный штамм *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz. HPDP-6, полученный из коллекции Института гидробиологии НАН Украины.

Цианобактерии культивировали на среде BG11 (Rippka et al., 1979) в статических условиях в колбах Эрленмейера объемом 250 мл (объем среды 100 мл) при периодическом встряхивании (два раза в сутки), температуре $25 \pm 2^\circ\text{C}$, световом режиме свет : темнота — 12 ч : 12 ч и освещенности 1000 лк. Культуры в логарифмической фазе роста (12 сут культивирования) вносили в аквариумы с моллюсками однократно (10% объема) в начале эксперимента в соответствии со схемой его проведения (табл. 1). Каждый вариант проводили в двух повторностях. Совместное инкубирование моллюсков и цианобактерий проходило при температуре $23 \pm 1^\circ\text{C}$, постоянной аэрации воды, искусственном освещении (1000 лк) и световом режиме свет : темнота — 12 ч : 12 ч. Моллюсков дополнительно не кормили.

Число клеток цианобактерий в воде в начале эксперимента определяли с использованием камеры Нажотта (0.2 мл) и светового микроскопа (Ломо МБИ-6, Россия) при увеличении $\times 750$. Для определения содержания Хл *a* и концентрации цианотоксинов в воде пробы воды отбирали каждые 7 сут на протяжении всего эксперимента (21 сут). Обилие цианобактерий оценивали по концентрации Хл *a*. Хл *a* экстрагировали 90%-ным ацетоном при температуре 4°C в течение 24 ч из биомассы цианобактерий, полученной центрифугированием при 6000 об./мин в течение 10 мин из 100 мл воды. Концентрацию Хл *a* рассчитывали по формуле (Jeffrey, Humphrey, 1975):

$$\text{Хл } a \text{ (мг/л)} = 11.85A_{664} - 1.54A_{647} - 0.08A_{630}.$$

Оптическую плотность ацетонового экстракта Хл (A) при длинах волн 664, 647 и 630 нм определяли на спектрофотометре Genesys 10UV scanning (“ThermoSpectronic”, США).

Содержание внутри- и внеклеточных MC-LR в пробах воды анализировали методом ВЭЖХ на хроматографе HP1090 (“Hewlett-Packard”, США) с диодно-матричным детектором (длина волны 238 нм, разрешение 1.2 нм) по методике, описанной ранее (Medvedeva et al., 2017). Стандартный

¹ Cyanobacterial toxins: microcystins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. Geneva: World Health Organization 2020 (WHO/HEP/ECH/WSH/2020.6). Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Таблица 1. Схема проведения эксперимента

Вариант	Организм	Исходное содержание цианобактерий, $\times 10^6$ кл./л	Исходная концентрация Хл <i>a</i> , мг/л
1	<i>U. pictorum</i> + <i>M. aeruginosa</i> CALU 973	0.6 ± 0.1 (низкое)	0.08 ± 0.01
2	То же	5.4 ± 0.2 (высокое)	0.79 ± 0.09
3	<i>U. pictorum</i> + <i>M. aeruginosa</i> HPDP-6	0.58 ± 0.07 (низкое)	0.075 ± 0.009
4	То же	5.6 ± 0.1 (высокое)	0.71 ± 0.01
Контроль	<i>U. pictorum</i>	Без цианобактерий	—

раствор микроцистина LR получен от Alexis Corporation (Lausen, Швейцария).

По окончании эксперимента (21 сут) проведен анализ состояния моллюсков, оценена их реакция по показателю времени восстановления ЧСС после стресса (Холодкевич и др., 2019). Анализ ЧСС моллюсков проводили в вариантах с низким содержанием цианобактерий обоих штаммов и контроле, поскольку в вариантах с высокой концентрацией была 40% смертность моллюсков. Время восстановления рассчитывали как время (в мин) после стрессового воздействия (1-часовое увеличение солености воды, 6 г/л NaCl) до момента устойчивого возвращения ЧСС к фоновому уровню, его определяли индивидуально для каждого моллюска.

После проведения основного эксперимента аквариумы оставили еще на 1 мес для изучения возможности массового развития цианобактерий после прохождения через пищеварительную систему моллюсков.

Результаты представляли в виде средних значений и их стандартных ошибок ($M \pm SE$). Статистическую значимость различий между выборками оценивали с помощью U-критерия Манна-Уитни. Различия считали статистически значимыми при $p \leq 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В эксперименте по изучению взаимодействия двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* и цианобактерий *Microcystis aeruginosa* вода стала заметно прозрачнее через 7 сут, на дне появился осадок темно-зеленого цвета, сформированный различными выделениями моллюсков (в том числе псевдофекалиями). Содержание Хл *a* статистически значимо ($p < 0.05$) снизилось в 7.9 и 10.1 раза в вариантах с высоким начальным содержанием клеток штаммов CALU 973 и HPDP-6 и в 8 и 9.4 раза в вариантах с низким начальным содержанием клеток штаммов CALU 973 и HPDP-6 соответственно (рис. 1а). Через 14 сут инкубирования и далее на 21-е сутки Хл *a*, а следовательно, и содержание клеток *M. aeruginosa*, не определялись ни в одном

из вариантов. Разницы в снижении концентраций Хл *a* в вариантах с токсичным и нетоксичным штаммами *M. aeruginosa* в присутствии *U. pictorum* не зафиксировано.

В процессе совместного инкубирования *M. aeruginosa* CALU 973 и *U. pictorum* происходило уменьшение содержания микроцистина-LR в пробах воды: уже после 14 сут концентрации микроцистина-LR в вариантах 1 и 2 снизились от 0.027 и 0.219 мг/л (начало эксперимента) до недетектируемых уровней (рис. 1б) соответственно.

На 21-е сутки эксперимента в вариантах с изначально высокой ($5.5 \pm 0.1 \times 10^6$ кл./л) концентрацией цианобактерий была зафиксирована 40%-ная смертность моллюсков как в вариантах с токсичным (CALU 973), так и нетоксичным (HPDP-6) штаммами *M. aeruginosa*, в контрольном варианте и в вариантах с низкой концентрацией клеток цианобактерий смертность моллюсков отсутствовала.

После 21 сут экспонирования моллюсков удалили из аквариумов. Наблюдения за развитием *M. aeruginosa* продолжили еще месяц при тех же световых и температурных условиях, однако статистически значимого увеличения численности цианобактерий не было зарегистрировано.

ЧСС покоя моллюсков между экспериментальными сериями статистически значимо ($p > 0.60$) не различалась — 15.3 ± 0.5 уд./мин, 15.5 ± 0.3 и 14.8 ± 1.0 уд./мин для контроля и вариантов опыта со штаммами CALU-973 и HPDP-6 соответственно. Совместное инкубирование моллюсков с цианобактериями *M. aeruginosa* вызвало значительное увеличение времени восстановления ЧСС моллюсков после стресса (6 г/л NaCl). Зарегистрированы статистически значимые различия ($p = 0.0009$) времени восстановления ЧСС *U. pictorum* после стресс-воздействия в вариантах с токсичным штаммом CALU 973 (149 ± 20 мин) и нетоксичным штаммом HPDP-6 (165 ± 8 мин), которое в 1.6 и 1.8 раза соответственно превысило таковое в контрольном варианте (92 ± 22 мин) (рис. 2). Статистически значимых различий ($p = 0.24$) между временем восстановления ЧСС моллюсков в вариантах их совместного культиви-

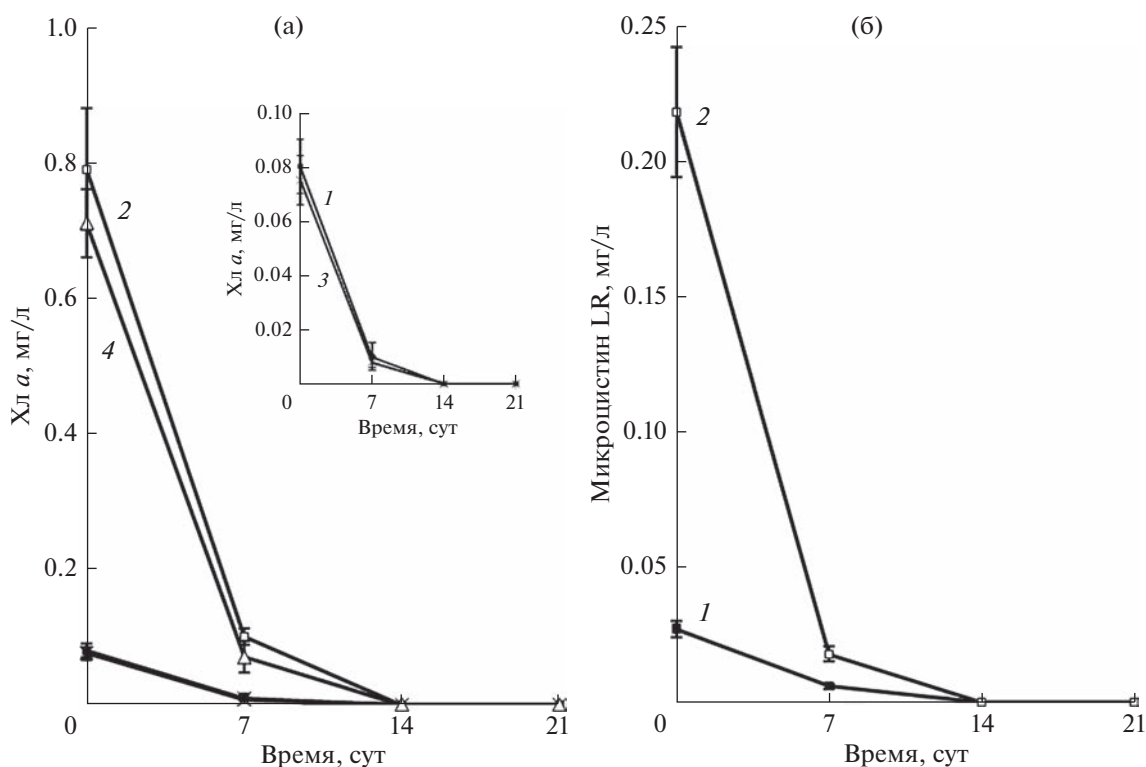


Рис. 1. Динамика изменения содержания Хл а (а) и микроцистина LR (б) при совместном культивировании цианобактерий *Microcystis aeruginosa* с двусторчатыми моллюсками *Unio pictorum*. 1 – токсичный штамм CALU 973 с низкой начальной плотностью клеток, 2 – токсичный штамм CALU 973 с высокой начальной плотностью клеток, 3 – нетоксичный штамм HPDP-6 с низкой начальной плотностью клеток, 4 – нетоксичный штамм HPDP-6 с высокой начальной плотностью клеток. На врезке рис (а) показана динамика 1 и 3 крупным планом.

рования с токсичным и нетоксичным штаммами выявлено не было.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Токсичные эффекты на биоту, в том числе на физиологические показатели беспозвоночных и водные растения, при массовом развитии цианобактерий широко обсуждаются в научной литературе (Merel et al., 2013; Wood, 2016; Berezina et al., 2020; Sutradhar, 2022). Они ведут к снижению выживаемости и репродуктивного потенциала водных организмов, увеличению амплитуды колебаний популяционных показателей. Однако из-за высокой вариации физиологической и биохимической чувствительности между видами трудно дать общий вывод об их влиянии на какой-то определенный параметр. Необходимо учитывать все возможные взаимодействия отдельных видов беспозвоночных с цианобактериями, их устойчивость к влиянию цианотоксинов, а также их возможный вклад в регенерацию питательных веществ, что требует детального изучения (Berezina et al., 2020).

Скорость фильтрации у *U. pictorum* может достигать 10 л/сут (Алимов, 1981; Остроумов, 2008).

Таким образом, объем воды в экспериментальных аквариумах несколько раз в сутки полностью профильтровывался моллюсками. При этом, уже через 7 сут отмечали значительное снижение содержания цианобактерий в воде. Следует отметить, что степень и скорость наблюдаемого снижения количества цианобактерий *Microcystis aeruginosa* в воде при их совместном инкубировании с моллюсками не зависела от токсичности штамма. Полученные результаты согласуются с представленными ранее данными об отсутствии предпочтений в питании токсичными или нетоксичными штаммами *Microcystis* у мезозоопланктона и микрозоопланктона из р. Транскуакинг (Transquaking River, США) (Davis et al., 2010). Также установлено, что моллюски *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771, копеподы *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) и *Pseudodiaptomus forbesi* (Poppe & Richard, 1890) потребляют клетки штаммов рода *Microcystis* с одинаковой скоростью независимо от их токсичности (Dionisio Pires et al., 2005; Ger et al., 2010a).

В присутствии моллюсков *Unio pictorum* нами зарегистрировано значительное (ниже порога обнаружения) снижение содержания микроцистина-LR в пробах воды. Удаление микроцистина из воды может происходить в результате аккумуля-

ции токсина в тканях моллюска. Такое предположение согласуется с литературными данными о накоплении микроцистинов в тканях морских моллюсков, а именно: мидий, устриц и других, причем отмечено более чем стократное превышение содержания токсинов в тканях по сравнению с их концентрацией в окружающей среде (Miller et al., 2010; Paldavičienė et al., 2015; Gible et al., 2016). Кроме того, известно, что в тканях водных животных происходит ферментативная деструкция микроцистинов, что подтверждается образованием конъюгатов с глутатионом, повышением уровней лактатдегидрогеназы, глутатиона и глутатион-S-трансферазы в тканях (Sipiä et al., 2002; Bownik, 2013).

Цианобактерии оказывают негативное влияние на моллюсков, воздействуя на их размножение и развитие, вызывая нарушения иммунной системы (Gagné et al., 2018; Voeghehold et al., 2019). В наших экспериментах внесение в аквариумы с моллюсками цианобактерий *M. aeruginosa* в высокой концентрации приводило к 40%-ной смертности моллюсков независимо от токсичности штамма. Ранее были получены аналогичные результаты по отсутствию влияния токсичности цианобактерий на выживаемость копепоид *Eurytemora affinis* и *Pseudodiaptomus forbesi* (Ger et al., 20106). Можно предположить, что гибель моллюсков *Unio pictorum* была вызвана воздействием не столько микроцистинов, сколько влиянием других метаболитов, продуцируемых цианобактериями. Известно, что различные метаболиты цианобактерий обладают специфическими биологически активными свойствами и способны нарушать нормальную физиологическую деятельность живых организмов (Ger et al., 20106; Sutradhar, 2022).

Клетки *Microcystis aeruginosa* не разрушаются при прохождении через пищеварительную систему двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha* (Колмаков, Гладышев, 2003). В ряде исследований отмечен даже усиленный рост цианобактерий *Microcystis aeruginosa* после транзитного прохождения через желудок *Dreissena polymorpha* (Vanderploeg et al., 2009). Стимулирование развития цианобактерий могло бы связано с активным выделением беспозвоночными биогенных веществ (Kurbatova et al., 2022). Однако в наших исследованиях стимуляция роста *Microcystis aeruginosa* после прохождения через пищеварительную систему *Unio pictorum* не зарегистрирована.

Кратковременное повышение солёности воды (увеличение NaCl на 3 г/л на 1 ч) не приводило к заметным изменениям уровня активности ферментов антиоксидантной системы моллюска *Anodonta cygnea* (L., 1758) по сравнению с контрольной группой (Холодкевич и др., 2021). Установлено, что большинство видов моллюсков Рыбинского водо-

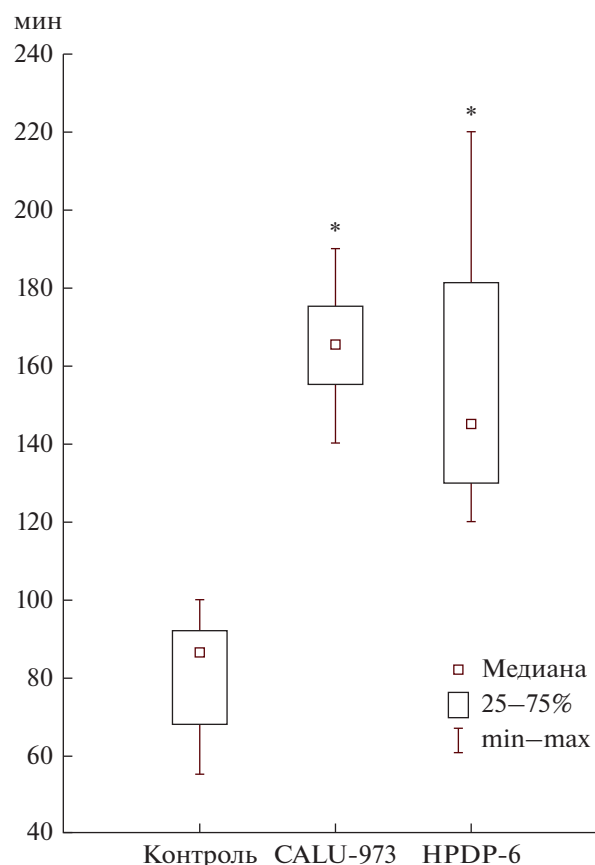


Рис. 2. Время восстановления ЧСС (мин) моллюсков после стресс-воздействия и 21 суток экспонирования с культурами *M. aeruginosa*.

* — статистически значимые различия с контрольным вариантом ($p < 0.05$).

хранилища могут адаптироваться к концентрации солей 3–4 г/л (Berezina, 2003), а представители униионид рода *Anodonta* адаптированы к жизни в воде солёностью до 6‰ (Комендантов и др., 1985). Таким образом, кратковременное изменение солёности воды до верхней границы солеустойчивости пресноводных беспозвоночных (5–8 г/л) не оказывает серьезного влияния на испытываемых моллюсков.

Ранее было показано, что оценка кардиоактивности моллюсков *Unio pictorum* после трехнедельного пребывания в модельных мезокосмах в присутствии цианотоксинов (MC-LR, MC-YR, MC-RR и MC-WR) позволила выявить биологически значимые эффекты на жизнедеятельность моллюсков (Вербицкий и др., 2019; Berezina et al., 2020). Под влиянием цианобактерий (в основном, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* и *Gloeotrichia* sp.) зарегистрировано понижение уровня терморезистентности и увеличение времени восстановления ЧСС после нагрузки (солёностный тест) у моллюсков *Unio pictorum* (Вербиц-

кий и др., 2019). Однако такие изменения могли быть также вызваны снижением концентрации растворенного кислорода. Возможно, условия гипоксии (особенно в ночные часы) усугубляли негативное влияние цианобактерий на моллюсков (Вербицкий и др., 2019).

В наших исследованиях условия гипоксии не возникали благодаря постоянной аэрации воды в экспериментальных аквариумах. Снижение адаптивной способности моллюсков под действием цианобактерий *Microcystis aeruginosa* не связано с концентрацией микроцистина LR. Вероятно, иные метаболиты как токсичных, так и нетоксичных цианобактерий, повлияли на физиологическое состояние моллюсков.

В настоящее время эффекты, вызванные загрязнением водной среды цианотоксинами, мало изучены на водных животных (Berezina et al., 2020). Проведенная работа расширяет познания о влиянии микроцистина LR на гидробионтов.

Выводы. Перловица *Unio pictorum* снижает содержание Хл *a* цианобактерий *Microcystis aeruginosa* и концентрацию микроцистина LR в воде за счет ее фильтрования, различия в вариантах с токсичным и нетоксичным штаммом не выявлены. Цианобактерии *M. aeruginosa* в концентрации $(5.5 \pm 0.1) \times 10^6$ кл./л вызвали гибель 40% моллюсков после 21 сут экспонирования, разница в смертности моллюсков, инкубированных с токсичными и нетоксичными цианобактериями, отсутствовала. Возможно, что иные метаболиты цианобактерий, помимо микроцистинов, оказывают влияние на моллюсков. Ухудшение адаптивной способности моллюсков (увеличение времени восстановления ЧСС после стресс-воздействия) было выявлено при концентрации *M. aeruginosa* $(0.6 \pm 0.1) \times 10^6$ кл./л. После прохождения *M. aeruginosa* через пищеварительную систему моллюсков рост цианобактерий не зарегистрирован.

БЛАГОДАРНОСТИ

Выражаем свою благодарность С.В. Холодкевичу (Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН) за предоставление оборудования для регистрации сердечного ритма у моллюсков.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (темы № 122041100085-8, 122041100086-5 и 121051100099-5), а также при финансовой поддержке Правительства Тюменской обл. по проекту Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра № 89-ДОН (2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алимов А.Ф. 1981. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Л.: Наука.
- Березина Н.А., Тиунов А.В., Цуриков С.М. и др. 2021. Цианобактерии как источник питания беспозвоночных: результаты модельного эксперимента // Экология. № 3. С. 234.
<https://doi.org/10.31857/S0367059721030033>
- Вербицкий В.Б., Курбатова С.А., Березина Н.А. и др. 2019. Реакции водных организмов на присутствие цианобактерий и элодеи в микрокосмах // Докл. АН. Т. 488. № 1. С. 595.
- Колмаков В.И., Гладышев М.И. 2003. Концептуальная диверсикология — новый раздел теоретической экологии // Гидробиол. журн. Т. 39. № 4. С. 111.
- Колмаков В.И. 2014. Роль прижизненного прохождения *Microcystis aeruginosa* через пищеварительные тракты животных-фильтраторов в эвтрофных водоемах (обзор) // Сиб. экол. журн. № 4. С. 601.
- Комендантов А.Ю., Хлебович В.В., Аладин Н.В. 1985. Особенности осмотической и ионной регуляции двустворчатых моллюсков в зависимости от факторов среды // Экология. № 5. С. 35.
- Остроумов С.А. 2008. Гидробионты в самоочищении вод и биогенной миграции элементов. М. МАКС-Пресс. 200 с.
- Холодкевич С.В., Шаров А.Н., Чуйко Г.М. и др. 2019. Оценка качества пресноводных экосистем по функциональному состоянию двустворчатых моллюсков // Вод. ресурсы. № 2. С. 214.
<https://doi.org/10.31857/S0321-0596462214-224>
- Холодкевич С.В., Чуйко Г.М., Шаров А.Н. и др. 2021. Показатели кардиоактивности и оксидативного стресса моллюска *Anodonta cygnea* при краткосрочной соленосной тест-нагрузке как биомаркеры для оценки состояния организма и качества среды обитания // Биология внутр. вод. № 6. С. 599.
<https://doi.org/10.31857/S0320965221060085>
- Bakhmet I.N. 2017. Cardiac activity and oxygen consumption of blue mussels (*Mytilus edulis*) from the White Sea in relation to body mass, ambient temperature and food availability // Polar Biol. V. 40. P. 1959.
<https://doi.org/10.1007/s00300-017-2111-6>
- Berezina N.A. 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity // Russ. J. Ecol. V. 34. № 4. P. 261.
<https://doi.org/10.1023/A:1024597832095>
- Berezina N.A., Maximov A.A., Umnova L.P. et al. 2017. Excretion by benthic invertebrates as important source of phosphorus in oligotrophic ecosystem (Lake Krivoe, northern Russia) // J. Sib. Fed. Univ., Biol., V. 10. № 4. P. 485.
<https://doi.org/10.17516/1997-1389-0046>
- Berezina N.A., Verbitsky V.B., Sharov A.N., Chernova E. 2020. Biomarkers in bivalve mollusks and amphipods for assessment of effects linked to cyanobacteria and elodea: Mesocosm study // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 203. P. 110994.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110994>
- Boegehold A.G., Johnson N.S., Kashian D.R. 2019. Dreissenid (quagga and zebra mussel) veligers are adversely affected by bloom forming cyanobacteria // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 182. P. 109426.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109426>

- Bownik A. 2013. Effects of cyanobacterial toxins, microcystins on freshwater invertebrates // Pol. J. Natur. Sci. V. 28. № 2. P. 185.
- Burnett N.P., Seabra R., De Pirro M., Davis S.W. 2013. An improved noninvasive method for measuring heartbeat of intertidal animals // Limnol. Oceanogr. Methods. V. 11. P. 91.
<https://doi.org/10.4319/lom.2013.11.91>
- Davis T.W., Gobler C.J. 2010. Grazing by mesozooplankton and microzooplankton on toxic and non-toxic strains of *Microcystis* in the Transquaking River, a tributary of Chesapeake Bay // J. Plankton Res. V. 33. № 3. P. 415.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbq109>
- Depledge M.H., Agaard A., Gyorkos P. 1995. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioral biomarkers // Mar. Pollut. Bull. V. 31. P. 19.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00006-9](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00006-9)
- Dionisio Pires L.M., Bontes B.M., Van Donk E., Ibelings B.W. 2005. Grazing on colonial and filamentous, toxic and non-toxic cyanobacteria by the zebra mussel *Dreissena polymorpha* // J. Plankton Res. V. 27. № 4. P. 331.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbi008>
- Gagné F., Gélinais M., Fortier M., Fournier M. 2018. The effects of cyanobacterial blooms on the immune system of *Elliptio complanata* in urban and agricultural areas in the Yamaska River watershed // ISJ. V. 15. P. 39.
- Ger K.A., Arneson P., Goldman C.R., Teh S.J. 2010a. Species specific differences in the ingestion of *Microcystis* cells by the calanoid copepods *Eurytemora affinis* and *Pseudodiaptomus forbesi* // J. Plankton Res. V. 32. № 10. P. 1479.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbq071>
- Ger K.A., Teh S.J., Baxa D.V. et al. 2010b. The effects of dietary *Microcystis aeruginosa* and microcystin on the copepods of the upper San Francisco Estuary // Freshwater Biol. V. 55. № 7. P. 1548.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02367.x>
- Gibble C.M., Peacock M.B., Kudela R.M. 2016. Evidence of freshwater algal toxins in marine shellfish: Implications for human and aquatic health // Harmful Algae. V. 59. P. 59.
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.09.007>
- Jeffrey S.W., Humphrîy G.E. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. // Biochim. and Physiol. Pflanz. Bd 167. № 2. P. 191.
[https://doi.org/10.1016/s0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/s0015-3796(17)30778-3)
- Klishko O., Lopes-Lima M., Froufe E. et al. 2017. Taxonomic reassessment of the freshwater mussel genus *Unio* (Bivalvia: Unionidae) in Russia and Ukraine based on morphological and molecular data // Zootaxa. V. 4286. № 1. P. 93.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4286.1.4>
- Kurbatova S.A., Berezina N.A., Sharov A.N. et al. 2022. Interactions of Cyanobacteria and Aquatic Organisms: Can Crustaceans Facilitate Cyanobacteria Bloom? // Russ. J. Ecol. V. 53. № 6. P. 555.
<https://doi.org/10.1134/S1067413622060078>
- Medvedeva N., Zaytseva T., Kuzikova I. 2017. Cellular responses and bioremoval of nonylphenol by the bloom-forming cyanobacterium *Planktothrix agardhii* 1113 // J. Mar. Syst. V. 171. P. 120.
<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.01.009>
- Merel S.D., Walker R., Chicana Sh. Snyder et al. 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins // Environ. Int. V. 59. P. 303.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Miller M.A., Kudela R.M., Mekebri A. et al. 2010. Evidence for a Novel Marine Harmful Algal Bloom: Cyanotoxin (Microcystin) Transfer from Land to Sea Otters // PLoS ONE. V. 5. № 9. e12576.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012576>
- Mohamed Z.A., Bakr A.A., Ghramh H.A. 2018. Grazing of the copepod *Cyclops vicinus* on toxic *Microcystis aeruginosa*: potential for controlling cyanobacterial blooms and transfer of toxins // Oceanol. Hydrobiol. Stud. V. 47. № 3. P. 296.
<https://doi.org/10.1515/ohs-2018-0028>
- Paerl H.W. 2017. Controlling cyanobacterial harmful blooms in freshwater ecosystems // Microb. Biotechnol. V. 10. № 5. P. 1106.
<https://doi.org/10.1111/1751-7915.12725>
- Paldavičienė A., Zaiko A., Mazur-Marzec H., Razinkovas-Baziukas A. 2015. Bioaccumulation of microcystins in invasive bivalves: A case study from the boreal lagoon ecosystem // Oceanologia. V. 57. № 1. P. 93.
<https://doi.org/10.1016/j.oceano.2014.10.001>
- Rippka R., Deruelles J., Waterbury J.B. et al. 1979. Genetic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria // Microbiology. V. 111. P. 1.
<https://doi.org/10.1099/00221287-111-1-1>
- Sipiä V.O., Kankaanpää H.T., Pflugmacher S. et al. 2002. Bioaccumulation and Detoxication of Nodularin in Tissues of Flounder (*Platichthys flesus*), Mussels (*Mytilus edulis*, *Dreissena polymorpha*), and Clams (*Macoma balthica*) from the Northern Baltic Sea // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 53. № 2. P. 305.
<https://doi.org/10.1006/eesa.2002.2222>
- Sitnikova T., Kiyashko S.I., Maximova N. et al. 2012. Resource partitioning in endemic species of Baikal gastropods indicated by gut contents, stable isotopes and radular morphology // Hydrobiologia. V. 682. P. 75.
<https://doi.org/10.1007/s10750-011-0685-5>
- Sutradhar M. 2022. The current scenario and future aspects of Cyanotoxins: A Review Study // J. Mater. Environ. Sci. V. 13. № 07. P. 768.
- Vanderploeg H.A., Johengen T.H., Liebig J.R. 2009. “Feedback between zebra mussel selective feeding and algal composition affects mussel condition: did the regime changer pay a price for its success? // Freshwater. Biol. V. 54. № 1. P. 47.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02091.x>
- Wood R. 2016. Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure — A review of the literature // Environ. Int. V. 91. P. 276.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.026>
- Xing Q., Zhang L., Li Y. et al. 2019. Development of novel cardiac indices and assessment of factors affecting cardiac activity in a bivalve mollusk *Chlamys farreri* // Front. Physiol. V. 10. P. 293.
<https://doi.org/10.3389/fphys.2019.00293>
- Zurawell R.W., Chen H., Burke J.M., Prepas E.E. 2005. Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments // J. Toxicol. Environ. Part B. V. 8. № 1. P. 1.
<https://doi.org/10.1080/10937400590889412>

Responses of *Unio pictorum* to the Presence of Toxic and Non-Toxic Strains of *Microcystis aeruginosa*

A. N. Sharov^{1, 2, 3, *}, T. B. Zaytseva³, and N. G. Medvedeva³

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, Russia*

²*AquaBioSafe, Tyumen State University, Tyumen, Russia*

³*St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Scientific Research Centre for Ecological Safety of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Russia*

*e-mail: sharov@ibiw.ru

In order to assess the impact of cyanobacteria on mollusks under experimental conditions, the interaction of toxic and non-toxic strains of cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing and bivalve mollusks *Unio pictorum* (L., 1758) was studied. Cyanobacteria have a negative effect on bivalve mollusks: 40% death of mollusks and deterioration of their adaptive capacity were recorded when co-cultivated with *M. aeruginosa* at a high cell concentration. At the same time, there was no difference in the mortality of mollusks incubated with toxic and non-toxic cyanobacteria. A decrease in the content of microcystin LR in the presence of bivalves was revealed. No statistically significant increase in the number of cyanobacteria in the water was noted after transit passage through the digestive system of bivalves.

Keywords: bivalves, *Unio pictorum*, heart rate, functional load, blue-green algae, water bloom, chlorophyll *a*, microcystin LR