ISSN 0320-9652

Том 17, Номер 2

Март - Апрель
2024

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

НАУКА
1727

СОДЕРЖАНИЕ

Том 17, номер 2, 2024

Структура и функционирование водных экосистем

Разнообразие гидробионтов разнотипных соленых озер юго-востока Забайкалья в период смены увлажненности территорий
Б. Б. Базарова, С. В. Борзенко, Н. А. Ташлыкова, Е. Ю. Афонина, Г. Ц. Цыбекмитова, П. В. Матафонов, А. П. Куклин 219

Биология, морфология и систематика гидробионтов

Видовой статус дальневосточного рогоза *Typha japonica* Miq. (T. sect. *Ebracteolatae*) в связи с его первой находкой в России
О. А. Капитонова, Е. А. Беляков, Е. В. Мавродиев 233

Зоопланктон, зообентос, зооперифитон

Обилие зообентоса на прибрежном склоне у скалистых берегов о. Валаам (Ладожское озеро)
Ю. А. Зуев, Н. В. Зуева 243

Экологическая физиология и биохимия гидробионтов

Липидный профиль моллюсков *Lymnaea stagnalis* (Mollusca: Gastropoda) в озерах с разной степенью антропогенного загрязнения
Р. А. Михайлов, В. Н. Нестеров, А. В. Рахуба 256

Сравнительные аспекты изучения морфо-физиологических и биохимических показателей соматического роста в популяциях двух видов черноморских двустворчатых моллюсков *Cerastoderma glaucum* и *Flexopecten glaber ponticus*
С. А. Щербань, А. В. Темных 266

Связь размерно-массовых характеристик, показателей обмена веществ и концентрации ртути в мышечной ткани пресноводных рыб тропического Вьетнама
А. А. Паюта, Е. А. Флерова, Д. А. Гульдина, А. С. Ключников, В. Т. Комов, Н. В. Лобус 276

Водная токсикология

Оценка токсичности микропластика супралиторали Баренцева моря с использованием тест-объектов разных трофических уровней
А. М. Лазарева, А. Н. Рак, Д. М. Гершкович, О. В. Ильина, В. И. Ипатова 286

Влияние микропластика на пищевую и двигательную активность динофлагелляты *Oxyrrhis marina* в эксперименте
Т. В. Рауэн, В. С. Муханов, Ю. С. Баяндина, А. М. Лях 296

Особенности накопления микропластика рыбами
и ракообразными дельты р. Меконг (Вьетнам)
И. И. Чеснокова, С. В. Статкевич, Е. П. Карпова, Ку Нгуен Динь 308

Содержание микропластика в желудочно-кишечном тракте
некоторых видов рыб оз. Кубенское (Вологодская обл.)
Н. Ю. Тропин, С. Н. Рахматуллина, Е. Д. Воробьев, Д. С. Воробьев, Ю. А. Франк 317

Накопление микропластика сибирской лягушкой *Rana amurensis* (Anura, Amphibia)
в Западном Прибайкалье
В. Н. Куранова, Ю. А. Франк, С. Н. Рахматуллина, Л. А. Эпова 326

Методы исследования

Раннее обнаружение загрязнения микропластиками по изменению
фототаксиса пресноводного мезозоопланктона на парную фотостимуляцию
В. В. Демин, Ю. Н. Моргалев, С. Ю. Моргалев, Т. Г. Моргалева,
А. Ю. Давыдова, И. Г. Половцев, О. В. Кондратова, А. А. Косякова, А. К. Мостовая 335

Краткие сообщения

Размножения инвазионного вида *Bonnemaisonia hamifera* Hariot (Rhodophyta)
у южного берега Крыма (Черное море)
С. Е. Садогурский, Т. В. Белич, С. А. Садогурская 348

Влияние паразитарной инвазии трипаносомами на гематологические показатели
тюльки (*Clupeonella cultriventris*) Иваньковского водохранилища
Д. Ю. Трофимов, Е. А. Заботкина 354

Исследование содержания микропластика в пойменном аллювии Верхней Волги
О. Ю. Сурсимова, Л. В. Муравьева, А. Р. Сергеев, О. А. Тихомиров, Н. Б. Прокофьева 358

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 219–232

СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

УДК 574

РАЗНООБРАЗИЕ ГИДРОБИОНТОВ РАЗНОТИПНЫХ СОЛЕНЫХ ОЗЕР ЮГО-ВОСТОКА ЗАБАЙКАЛЬЯ В ПЕРИОД СМЕНЫ УВЛАЖНЕННОСТИ ТЕРРИТОРИИ

© 2024 г. Б. Б. Базарова[a, *], С. В. Борзенко[a], Н. А. Ташлыкова[a], Е. Ю. Афонина[a], Г. Ц. Цыбекмитова[a], П. В. Матафонов[a], А. П. Куклин[a]

[a] *Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук, Чита, Россия*

[*] *e-mail: balgit@mail.ru*

Поступила в редакцию 28.12.2022 г.
После доработки 15.02.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Представлены результаты комплексного гидрохимического и гидробиологического исследования соленых озер юго-востока Забайкалья в период смены увлажненности территории. Исследованные озера, согласно геохимической классификации, относятся к хлоридному и содовому типам. Таксономическое разнообразие гидробионтов в озерах уменьшается по мере увеличения минерализации воды и смены типа от содового олиго-мезогалинного (4–16 г/л) к хлоридному эу-гипергалинному (33–70 г/л) и к содовому гипергалинному (128–231 г/л). В таксономическом составе фитопланктона гипергалинных содовых озер доминируют криптофитовые водоросли. Состав альгофлоры содовых олиго-мезогаллиных и хлоридных эу-гипергаллинных озер близок и представлен зелеными и диатомовыми водорослями, а также цианобактериями. Погруженные высшие водные растения в содовых олиго-мезогалинных озерах представлены *Stuckenia pectinata*. В хлоридном оз. Дабаса-Нор выявлена *Ruppia maritima*. В составе зоопланктона преобладают коловратки, зообентоса — хирономиды. Количественные характеристики фитопланктона в олиго-мезогалинных озерах ниже, чем в гипергалинных содовых и эу-гипергалинных хлоридных озерах. Фитомасса погруженных водных растений выше в содовых олиго-мезогалинных водоемах, чем в хлоридных эу-гипергалинных. В гиперсоленом содовом оз. Борзинское организмы зообентоса и зоопланктона представлены планктобентосными видами отряда Anostraca с низкими количественными показателями.

Ключевые слова: водные растения, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, пигменты фитопланктона, гидрохимия, соленые озера, Забайкалье

DOI: 10.31857/S0320965224020014 **EDN**: xtyelc

ВВЕДЕНИЕ

В степной зоне юго-восточного Забайкалья с широко проявленными процессами континентального засоления насчитывается >100 бессточных соленых озер, гидрологические и гидрохимические характеристики которых подвержены значительным хронологическим изменениям, обусловленным циклическими колебаниями климатических условий (Borzenko, 2021). По данным Н.Д. Давыдовой (2022), 1999 г. — начало засушливого периода, сопровождаемого резким снижением увлажненности территории и, как следствие, сокращением водной поверхности и глубины озер. Сменившаяся в 2012 г. фаза увлажненности территории, по сравнению с фазой предшествующего цикла, привела к наполнению водой озер, которое продолжается в настоящее время. Естественно, происходит прогрессирующее разбавление озерной воды, меняются соленость, pH, содержание химических компонентов и соотношения между ними (Борзенко, 2020). Синхронно следует ожидать изменение в биологической продуктивности водоемов, составе водных биогеоценозов и, следовательно, кормовой базе ихтиофауны, наличие которой отмечается в некоторых озерах исключительно во влажный период. Такого рода сведения имеются в немногочисленных публикациях (Содовые... 1991; Куклин и др., 2013; Bazarova et al, 2019; Зайцева и др., 2021), однако в них не учитываются разные условия гидрохимической среды.

Цель настоящей работы — изучить разнообразие гидробионтов в период смены увлажненности территории и выявить факторы, обуславливающие их функционирование в наиболее распространенных типах соленых озер юго-востока Забайкалья.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Соленые озера юго-восточного Забайкалья изучали летом 2021 г. Всего было обследовано 11 озер (Байм-Булаг, Байн-Цаган, Куджертай, Балыктуй, Нижний Мукей, Ножий, Борзинское, Укшинда, Горбунка, Дабаса-Нор, Хилганта), расположенных на территории Онон-Торейской равнины (рис. 1).

Аналитические работы проводили в аттестованной лаборатории Института природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук использованием методов количественного анализа: атомной абсорбции в закисно-ацетиленовом пламени на спектрофотометре SOLAAR 6M (Ca, Mg); пламенно-эмиссионного (Na, K); потенциометрического (F^-, pH, Eh, Cl^-, NO_3^-), амперометрического (O_2); фотометрического (NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, $P_{общ}$, ХПК), титриметрического (CO_3^{2-} и HCO_3^-), турбидиметрического (SO_4^{2-}, мутность). Алгоритмы оценки приемлемости результатов измерений концентраций компонентов соответствовали международным требованиям (ГОСТ Р ИСО 5725-6-2002).[1] Нормы погрешности применяемых методик измерений не превышали норм, установленных в ГОСТ 27384-2002.[2] Оценку неопределенности результатов измерений осуществляли в соответствии с положениями ГОСТ 34100.3-2017/ISO/IEC Guide 98-3:2008.[3]

Отбор и обработку проб сообществ гидробионтов проводили согласно общепринятым методам и методикам. Пробы фитопланктона (объем 0.5 л) отбирали путем зачерпывания воды в емкость: в мелких водоемах из поверхностных слоев воды, в глубоких — в поверхностном и придонном горизонтах батометром Паталаса. В качестве фиксатора использовали 40%-ный формалин (Методические..., 1982; Садчиков, 2003). Синонимизацию

[1] ГОСТ 27384-2002. Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств. — Введ. 01.01.2004. — М.: Стандартинформ. — 2010. — 6 с.
[2] ГОСТ 34100.3-2017/ISO/IEC Guide 98-3:2008 Неопределенность измерения. Ч. 3. Руководство по выражению руководства измерения. — Введ. 01.09.2018. — М.: Стандартинформ. 2018. 104 с.
[3] ГОСТ 17.1.4.02-90 с изменениями от 13.07.2017 г. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорифилла а. Введ. 01.01.91. — М: Стандартинформ. 1999. 804 с.

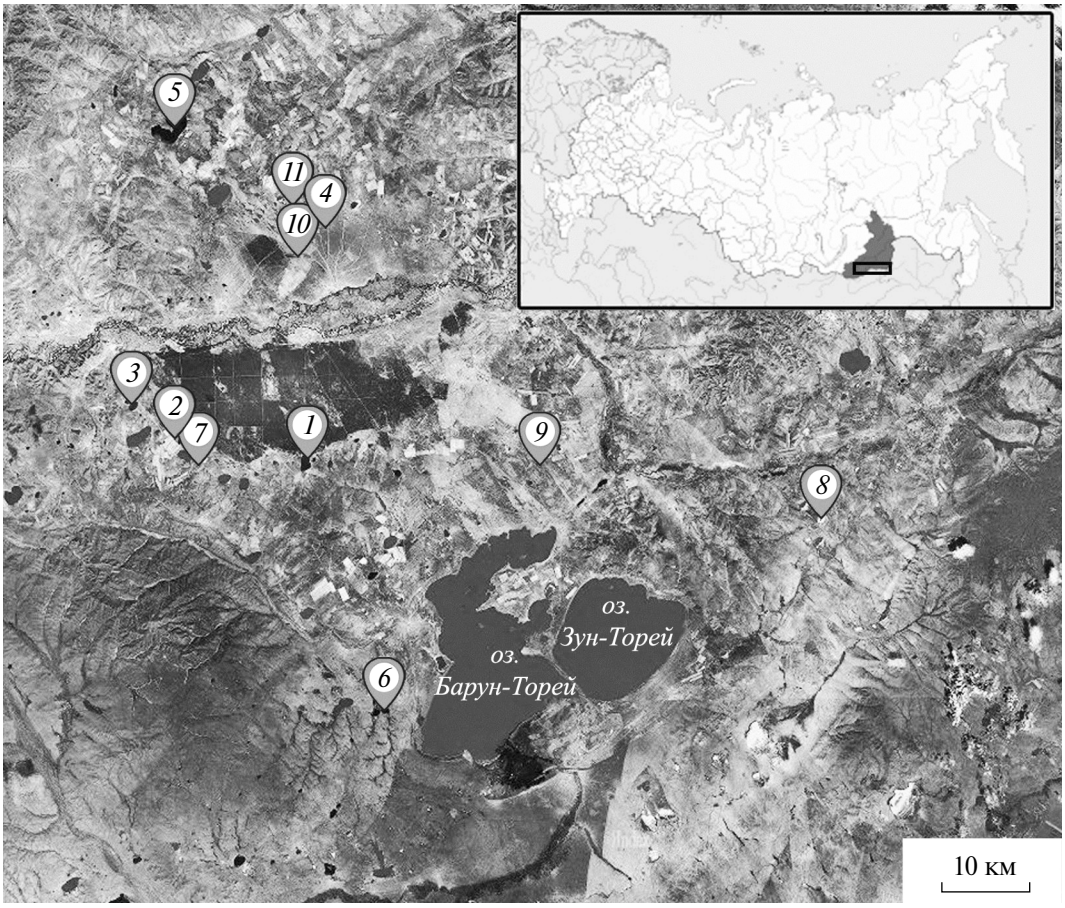

Рис. 1. Карта-схема района исследований. Озера: *1* – Байн-Цаган, *2* – Байм-Булаг, *3* – Балыктуй, *4* – Куджертай, *5* – Ножий, *6* – Нижний Мукей, *7* – Укшинда, *8* – Борзинское, *9* – Дабаса-Нор, *10* – Горбунка, *11* – Хилганта.

водорослей проводили в соответствии с сайтом AlgaeBase (Guiry et al., 2022), определение макроводорослей по (Голлербах и др., 1953; Виноградова и др., 1980; Рундина, 1999; Komárek, 2013). Фотосинтетическую активность фитопланктона исследовали в соответствии с ГОСТ 17.1.4.02-90 с изменениями от 13.07.2017 г.[4] Гидроботанические исследования проводили согласно общепринятым методикам (Катанская, 1981). Для количественного учета фитомассы растений использовали метод укосов с помощью рамки размером 20 × 20 см в трех-пяти повторностях. Пробы зоопланктона отбирали тотально с помощью сети Джеди (средняя модель, диаметр ячеи сита 64 мкм) и путем процеживания через сеть (диаметр ячеи сита 73 мкм). Обработку проб и расчет количественных показателей проводили согласно (Киселев, 1969; Ruttner-Kolisko, 1977; Балушкина, Винберг, 1979). Количественные пробы зообентоса отбирали дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0.025 м^2 (Руководство..., 1992).

Полученные данные обрабатывали с помощью пакетов компьютерных программ Microsoft Excel 2010 и надстройки для программы Microsoft Excel XLSTAT (Addinsoft, США). Для выявления влияния ведущих факторов, определяющих взаимосвязь биоразнообразия гидробионтов и абиотических параметров среды, использовали факторный анализ методом главных компонент (Principal Component Analis, PCA). Нормирование данных проводили по делению исходных данных на среднеквадратичное отклонение соответствующих переменных (Шипунов и др., 2014). Абсолютное значение нагрузки >0.60 принимали за существенную связь.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В летний период 2021 г. водой наполнились ранее сухие котловины малых и мелководных озер Куджертай, Борзинское, Нижний Мукей, Горбунка и Хилганта. В непересыхающих малых озерах Байм-Булаг, Балыктуй, Укшинда также регистрировали подъем уровня воды и увеличение их площади. При общей тенденции увеличения водности озер значения TDS, pH и химических компонентов воды существенно различались (табл. 1). В наиболее соленом в юго-восточном Забайкалье оз. Борзинское значение TDS достигало 231.3 г/л и по сравнению с 2012 г. (343 г/л) снизилось на >100 г/л. В оз. Горбунка оно уменьшилось с 184.8 до 69.9 г/л (Borzenko, Shvartsev, 2019). С уменьшением солености озерной воды произошли изменения ее химического состава. Например, в оз. Горбунка химический тип преобразовался из хлоридного натриевого в хлоридный натриево-магниевый.

В оз. Укшинда опреснение воды привело не только к снижению минерализации, но и к росту pH и накоплению карбонатных ионов и соответственно к переходу из хлоридного типа в содовый. Существенные изменения физико-химических параметров отмечали и для остальных мелких озер. По нашим многолетним наблюдениям, в более глубоких непересыхающих озерах Байн-Цаган и Ножий уровень воды существенно не изменился, поэтому в меньшей степени поменялись значения физико-химические параметров (Bazarova et al., 2019).

Согласно геохимической классификации (Borzenko, 2021), на рассматриваемой территории озера чаще представлены содовым типом. В единичных случаях встречаются сульфатные озера, но в представленной группе они отсутствуют. Количество хлоридных озер также невелико. Они отличаются более низкими значениями pH (<9.00), но относительно высокими содержаниями Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-} и Cl^-. По средним оценкам содовые озера выделяются повышенным pH (⩾9.00), в больших количествах в них накапливаются HCO_3^-, CO_3^{2-}, F^-, Na^+ и K^+, $P_{общ}$.

Анализ полученных данных показал, что в хлоридных озерах с ростом солености не накапливаются CO_3^{2-} и HCO_3^-, в то время как в содовых их содержание неуклонно растет (рис. 2а). Повсеместно увеличиваются концентрации SO_4^{2-} и Cl^-. По данным (Борзенко, Федоров, 2019), в больших количествах в них накапливается и $C_{орг}$, поэтому выше значение ХПК и концентрации более окисленных соединений фосфора и азота (NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{3-}). В выделенных типах среди катионов доминирует Na^+, концентрация которого по мере увеличения минерализации вод растет (рис. 2б).

Отличаются озера и по мутности воды, значение которой в среднем выше в содовом типе озер. По величине мутности они располагаются в следующем порядке (по мере убывания): Нижний Мукей → Куджертай → Борзинское → Балыктуй → Горбунка → Укшинда → Хилганта → Байм-Булаг ↔ Ножий → Дабаса-Нор → Байн-Цаган. Очевидно, относительно высокая величина мутности в гипергалинных содовых озерах обусловлена более масштабным хемогенным минералообразованием (Borzenko, 2021). Вероятной причиной относительно низкой величины мутности воды в озерах Хилганта, Дабаса-Нор и Горбунка могут быть бактериальные обрастания, покрывающие донные осадки и оберегающие их от волнового взмучивания.

Обследованные водоемы можно разделить по солености воды (по Венецианской системе) на содовые озера: олигогалинные (0.5–5 г/л, озера Ножий, Байм-Булаг), мезогалинные (5–18 г/л, Балыктуй, Байн-Цаган и Укшинда), гипергалинные (>40 г/л, Нижний Мукей, Куджертай и Борзинское)

[4] ГОСТ 17.1.4.02-90 с изменениями от 13.07.2017 г. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорифилла а. Введ. 01.01.91. – М: Стандартинформ. 1999. 804 с.

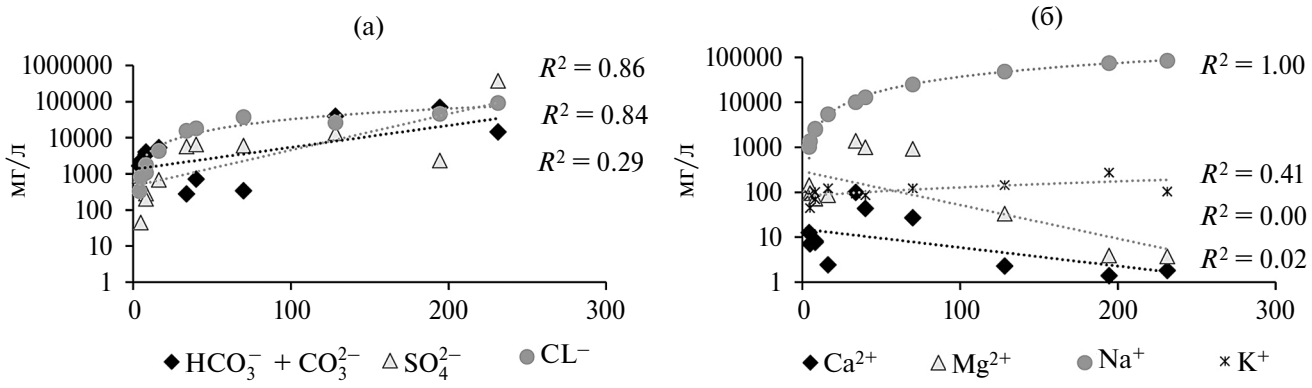

Рис. 2. Связь солености (TDS, г/л) с содержанием основных анионов (а) и катионов (б) (мг/л).

Таблица 1. Физико-химические параметры среды исследованных озер Забайкалья в июле 2021 г.

Показатель	Хлоридный тип озера			Содовый тип озера							
	Хилганта	Дабаса- Нор	Горбунка	Ножий	Байм-Булаг	Балыктуй	Байн-Цаган	Укшинда	Нижний Мукей	Куджертай	Борзинское
H, м	0.1	0.2	0.1	1.98	0.8	0.2	4.75	0.2	0.1	0.2	0.1
Tr, м	0.1	0.2	0.1	0.7	0.8	0.1	1.3	0.2	0.2	0.2	0.1
T, °C	20.9	22.4	28.5	23.1	26.4	27.1	20	24	24.4	21	30.1
Мутность, ЕФМ	8.1	1.5	34.4	6.7	6.7	139.6	1.4	32.7	927.1	635.4	204.9
TDS, г/л	33.87	39.83	69.87	4.16	4.68	7.99	8.20	16.14	128.33	194.53	231.32
pH	8.92	8.98	8.52	9.46	9.52	9.58	9.60	9.47	9.94	9.94	9.38
CO_3^{2-}, мг/л	67	204	25	276	494	960	798	1680	29522	55614	9214
HCO_3^-, мг/л	209	516	319	1399	1798	3007	2641	3660	10126	13946	5124
SO_4^{2-}, мг/л	5794	6526	6072	878	44	283	205	681	13495	2348	376564
Cl^-, мг/л	15825	18207	37095	330	808	1072	1744	4339	25864	45943	92312
F^-, мг/л	3.0	0.8	0.7	4.8	7.4	13.9	10.8	19.0	77.1	187.6	25.8
Ca^{2+}, мг/л	99.5	43.1	27.1	12.5	7.1	7.7	8.2	2.4	2.3	1.4	1.8
Mg^{2+}, мг/л	1408	1007	916	145	95.5	70.8	73.6	85.5	33.4	3.9	3.7
Na^+, мг/л	10157	13044	24865	1018	1369	2487	2594	5495	48724	75437	85526
K^+, мг/л	94.1	86.3	121.9	85.2	44.8	70.3	101.1	122.5	143.4	271.3	104.5
ХПК, мг О/л	50.0	170.3	17.7	131.5	172.0	332.0	266.0	258.0	1020.0	61.5	4720.0
NH_4^+, мг/л	3.23	0.40	0.31	0.26	0.10	0.10	0.10	0.10	2.51	2.65	0.10
NO_3^-, мг/л	214.0	196.0	427.9	7.1	12.4	20.1	24.7	55.1	339.1	778.5	1353.0
NO_2^-, мг/л	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	0.07	0.16	0.07	0.05	<0.001	<0.001	0.003
PO_4^{3-}, мг/л	0.09	0.15	0.31	0.84	0.41	9.56	7.68	0.25	116	468.8	183.7
$P_{общ}$, мг/л	0.06	0.20	0.18	0.27	0.19	2.4	1.83	1.19	55.55	180.48	72.96
Ж, °	8.97	85.07	76.12	10.71	8.21	6.21	6.47	7.16	2.86	0.39	0.39
ПО, мг О/л	43.0	101.9	55.9	25.7	30.2	61.9	34.0	43.4	483.0	724.5	269.2

Примечание. *H* — глубина отбора проб; *Tr* — прозрачность; *T* — температура; TDS — минерализация воды, ХПК — химическое потребление кислорода, Ж — жесткость воды, ПО – перманганатная окисляемость.

и хлоридные озера: эугалинные (30–40 г/л, Хилганта, Дабаса-Нор), гипергалинные (> 40 г/л, Горбунка).

Разнообразие гидробионтов

Исследованные озера различаются по составу, структуре и количественным характеристикам сообществ гидробионтов (табл. 2).

Для выявления взаимосвязи параметров среды и биоразнообразия исследованных озер проведен факторный анализ методом главных компонент. По результатам ориентации озер на плоскости первого и второго факторов (рис. 3), выделено три группы озер. Первая включает олиго-мезогалинные непересыхающие озера содового типа, вторая — наполняющиеся, гипергалинные содовые озера, третья — эу-гипергалинные хлоридные озера.

Олиго-мезогалинные озера. В составе фитопланктона озер данной группы выявлено 28 таксонов водорослей рангом ниже рода: цианобактерии — 9 представителей; диатомовые водоросли — 6; зеленые водоросли — 9; криптофитовые водоросли — 2; харовые и эвгленовые — по одному представителю. Число выявленных в фитопланктоне озер таксонов, рангом ниже рода, изменялось от 4 до 11. Наибольшее видовое разнообразие отмечено в непересыхающих озерах Ножий (11 видов) и Байм-Булаг (10 видов). В этих озерах преобладали представители цианобактерий и зеленых водорослей. В состав доминантов входили *Anabaena* sp., *Merismopedia elegans* A. Braun ex Kützing и *Ankyra ancora* (G.M. Smith) Fott. Количественные показатели водорослей были невысоки и изменялись в пределах 2.93 ± 1.27–41.92 ± 22.97 тыс. кл./л и 0.125 ± 0.004–4.95 ± 1.52 мг/м^3 (табл. 2).

По мере уменьшения концентрации хлорофилла *a* озера расположились в следующем порядке: Балыктуй → Укшинда → Ножий → Байм-Булаг → Байн-Цаган (табл. 2). Отмечено значительное содержание продуктов распада хлорофилла (феофитин), превышающее значение хлорофилла *a*, кроме оз. Балыктуй. Характерно отсутствие во всех озерах хлорофилла *c*. В пигментном разнообразии велика доля каротиноидов и хлорофилла *b*. Высокие значения пигментного индекса (>3) указывают на неустойчивость состояния экосистем и низкую активность фотосинтетиков. Следовательно, в озерах преобладают процессы гетеротрофного метаболизма, восполняющие функции первичных продуцентов.

Погруженная высшая водная растительность представлена *Stuckenia pectinata* (L.) Börner. Плотные заросли вида формируются в мелководье озер Ножий, Байн-Цаган, меньше плотность зарослей в оз. Байм-Булаг. Возможно, развитие *S. pectinata* в оз. Балыктуй лимитирует высокая мутность воды, а в оз. Укшинда — высокая соленость воды (табл. 3).

Таблица 2. Количественные характеристики фитопланктона соленых озер в июле 2021 г.

Озеро	Фитопланктон			Фотосинтетическая активность фитопланктона, мкг/л					
	n	*N*, тыс. кл./л	*B*, мг/м^3	Chl*a*	Feo	Chl*b*	Chl c_1+c_2	*Kar*	I $_{430/664}$
Содовые олиго-мезогалинные									
Ножий	11	40.79 ± 23.31	4.95 ± 1.52	0.08 ± 0.01	0.15 ± 0.03	1.41 ± 0.19	–0.18	3.43± 0.83	2.97± 0.44
Байм-Булаг	10	41.92 ± 23.21	4.11 ± 1.085	0.07 ± 0.003	0.11 ± 0.07	1.59 ± 0.4	–1.03	2.80± 0.47	3.89± 0.04
Балыктуй	6	58.8	2.55	0.28 ± 0.07	0.23 ± 0.07	2.14 ± 0.50	–2.44	9.08± 2.44	3.20± 0.23
Байн-Цаган	6	2.93 ± 1.27	1.82 ± 0.63	0.05 ± 0.01	0.19 ± 0.06	0.93 ± 0.14	–0.87	5.36± 1.29	4.45± 0.74
Укшинда	4	6.107 ± 0.044	0.125 ± 0.004	0.21 ± 0.05	0.46 ± 0.3	1.06± 0.21	–0.82	3.62± 0.54	4.02± 0.17
Хлоридные эугипергалинные									
Хилганта	10	233.1	353.15	0.082 ± 0.06	0.299 ± 0.07	0.513± 0.04	–0.45	2.80± 0.44	3.9± 0.19
Дабаса-Нор	3	324.77	282.44	0.110	0.082	0.840	–0.55	5.68	5
Содовые гипергалинные									
Нижний Мукей	1	59616.00	61404.00	1.501	0.027	153.2	–17.5	4.31	2.47
Куджертай	2	941.2	1297.76	1.680	–0.003	11.650	–16.6	6.00	3.00
Борзинское	2	1.36	6.27	0.161	0.158	2.385	–1.75	12.32	4.57

Примечание. Дано среднее значение и ошибка среднего (*Mean* ± *SE*). *n* — число таксонов; *N* — численность; *B* — биомасса; Chl*a* — концентрация хлорофилла *a* с поправкой на присутствие феофитина *a* (Feo); Chl*b* — концентрация хлорофилла *b*; Chl c_1+c_2 – концентрация хлорофиллов c_1 и c_2; *Kar* — концентрация каротиноидов водорослей; I — пигментный индекс.

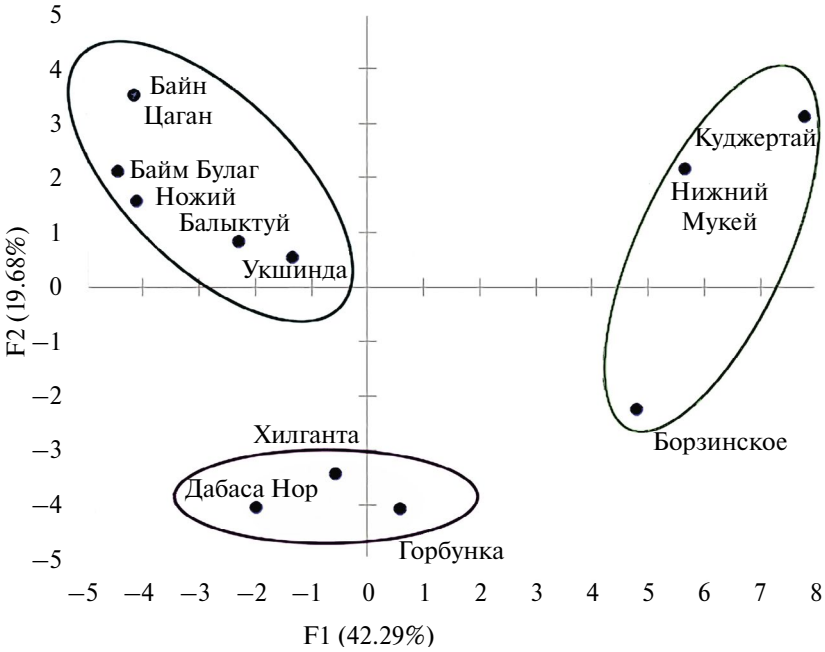

Рис. 3. Ориентация исследованных озер на плоскости двух факторов.

Таблица 3. Количественные характеристики гидробионтов соленых озер в июле 2021 г.

Озеро	Высшие водные растения		Зоопланктон			Зообентос		
	n	*B*, г/м^2	*n*	*N*, тыс. экз./м^3	*B*, г/м^3	*n*	*N*, экз./м^2	*B*, г/м^2
Содовые олиго-мезогалинные								
Ножий	1	271.47 ± 134.25	11	61.56 ± 39.98	11.10 ± 3.68	12	3933 ± 2768	8.2 ± 4.46
Байм-Булаг	1	56.49 ± 6.97	14	711.40 ± 414.08	57.20 ± 24.29	11	1700 ± 572	2.28 ± 0.10
Балыктуй	1	0.05	5	325.95 ± 92.06	32.33 ± 8.59	5	460 ± 16	1.7 ± 0.51
Байн-Цаган	1	148.4 ± 99.96	6	133.88 ± 8.41	11.73 ± 2.93	11	5720 ± 1241	15.6 ± 5.65
Укшинда	1	0.07	3	868.11 ± 197.69	54.0 ± 15.85	5	2640 ± 1339	4.56 ± 0.59
Хлоридные эугипергалинные								
Хилганта	0	0	1	10.52	0.003	3	320	0.48
Дабаса-Нор	2	53.55 ± 14.57	1	31681.43	8.36	4	1720	6.04
Горбунка	0	0	1	–	–	2	–	–
Содовые гипергалинные								
Нижний Мукей	0	0	–	–	–	1	160	0.44
Куджертай	0	0	1	21.14	0.006	–	–	–
Борзинкое	1	0	1	–	–	1	–	–

Примечание. *n* — число таксонов, *N* — численность, *B* — биомасса, “–” – данные отсутствуют.

Макрофитные водоросли представлены пятью видами. Виды *Cladophora fracta* (Müll. ex Vahl) Kütz. и *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. образуют значительные полосы вдоль береговой линии в оз. Байм-Булаг, в литорали оз. Байн-Цаган отмечена вегетация *Cladophora fracta*, в месте впадения ручья к ней добавляется *Spirogyra* sp. Также обилие *Spirogyra* sp. отмечали в планктоне оз. Укшинда. Во временных ручьях, протекающих по засоленным днищам озерного ложа, встречаются пред-

ставители рода *Chara* sp., а также *Cladophora fracta*. На участках родников и в образующихся ими водоемах произрастают представители родов *Mougeotia* и *Spirogyra*.

Видовое богатство зоопланктона представлял 21 таксон беспозвоночных (8 видов Rotifera, 7 – Copepoda, 4 – Cladocera). Также встречались представители отрядов Anostraca и Harpacticoida. Общее число видов изменялось от 3 (оз. Укшинда) до 14 (оз. Байм-Булаг).

Количественные показатели зоопланктона варьировали в широких пределах (без учета Anostraca). Общая численность изменялась от 61.56 ± 39.98 до 868.11 ± 197.69 тыс. экз./м^3, общая биомасса — от 11.10 ± 3.68 до 57.20 ± 24.29 г/м^3 (табл. 3). Высокую плотность гидробионтов отмечали в озерах Укшинда и Байм-Булаг, минимальную — в оз. Ножий. Доминировало 7 видов, при варьировании от 1 до 4. Основу численности в озерах Ножий и Байм-Булаг определяли коловратки (*Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1832, *Hexartra mira* (Hudson, 1871), ракообразные (*Daphnia magna* Straus, 1820, *Arctodiaptomus bacillifer* (Koelbel, 1885), *A. niethammeri* (Mann, 1940), *Mixodiaptomus incrassatus* (Sars, 1903), *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851)), в остальных озерах — только ракообразные (*Moina brachiata* (Jurine, 1820), *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin, 1875).

В составе зообентоса выявлен 21 таксон беспозвоночных: 14 видов Chironomidae, 2 – Coleoptera, по одному виду Anostraca, Ephydridae, Ceratopogonidae, Heteroptera и Trichoptera. Общее число видов изменялось от 5 (озера Укшинда и Балыктуй) до 11 (озера Ножий, Байм-Булаг, Байн-Цаган). Численность зообентоса в озерах изменялась от 460 ± 16 до 5720 ± 1241 экз./м^2, биомасса от 1.7 ± ± 0.51 до 15.6 ± 5.65 г/м^2 (табл. 3). Основу биомассы в озерах определяли личинки хирономид рода *Procladius*, *Chironomus pallidivittatus* (Mall.), *Paracladopelma* gr. *nigritula*, жаброногие раки *Branchinecta* sp., жуки *Berosus fulvus* (Kuw.) и *Hygrotus enneagramus* (Ahr.), клопы *Callicorixa praeusta przhevalskiana* (Jacz.).

Вторая группа озер — **гипергалинные наполняющиеся содовые озера**, характеризующиеся низким разнообразием сообществ гидробионтов. В составе фитопланктона выявлено 4 таксона рангом ниже рода: Bacillariophyta (2 представителя), Cryptophyta (2), Chlorophyta (1). В озерах Нижний Мукей и Куджертай преобладали криптофитовые водоросли рода *Cryptomonas*, с высокими количественными показателями. В оз. Нижний Мукей численность и биомасса криптофитовых водорослей достигали 59 616 тыс. кл./л и 61 404.4 мг/м^3 соответственно, для оз. Куджертай — 514.8 тыс. кл./л и 530.14 мг/м^3. В наиболее соленом оз. Борзинское доминирующий комплекс не выделен, единично отмечали бентосных диатомей с низкими значениями численности и биомассы.

Данные по фитопланктону подтверждаются высокими значениями хлорофиллов *a* и *b*, каротиноидов в озерах Нижний Мукей и Куджертай. В этих озерах значение хлорофилла *a* выше концентрации феопигментов. В оз. Борзинское низкие показатели фитопланктона соответствуют низким значениям хлорофилла *a*, которые немногим выше значения феопигментов. Для данной группы озер также характерны высокие значения пигментного индекса (>3). Погруженная высшая водная растительность отсутствует, в прибрежной полосе растет *Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steud., формируя полосу шириной 0.5 м, высота растений 105.71 ± 33.2 см. Единично встречается *Bolboschoenus planiculmis* (F. Schmidt) T.V. Egorova.

В зоопланктоне оз. Куджертай встречен один вид — коловратка *Brachionus plicatilis* Müller, 1786 с численностью 21.14 тыс. экз./м^3 и биомассой 0.006 г/м^3, в оз. Борзинское — рачки Anostraca, в оз. Нижний Мукэй — только эфиппии Cladocera (возможно *Moina*).

В зообентосе выявлено два таксона беспозвоночных из Anostraca и Ephydridae. В оз. Борзинское обнаружена *Artemia salina* (L.), в озере Нижний Мукей — личинки Ephydridae. Биомасса зообентоса в прибрежье оз. Нижний Мукей была 0.44 г/м^2 (табл. 3).

В третью группу объединены **наполняющиеся водой эу-гипергалинные озера хлоридного типа.** В составе фитопланктона отмечено 18 таксонов (Cyanobacteria — 8 видов, Bacillariophyta — 4 вида, Chlorophyta — 2 вида). Почти все обнаруженные виды цианобактерий — обитатели солоноватых и соленых вод. Доминирующий комплекс носил хлорофитово-цианобактериальный характер. В состав доминантов входили виды рода *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont и *Oocystis rhomboidea* Fott 1933. Количественные показатели были невысоки и изменялись от 53.28 тыс. кл./л до 324.77 тыс. кл./л при биомассе 4.76–353.15 мг/м^3. Наибольшие значения отмечали в оз. Дабаса-Нор, наименьшие — в более соленом оз. Горбунка.

В оз. Хилганта зарегистрированы низкие значения хлорофилла *a* при довольно высоких значениях феопигментов, в оз. Дабаса-Нор значения хлорофилла *a* превышали таковые феопигментов. Отмечены высокие значения пигментного индекса (>3). В хлоридных озерах Горбунка и Хилганта макрофитные водоросли не выявлены. В оз. Дабаса-Нор дно покрывали цианобактериальные маты, найдены заросли редкого для Забайкалья вида водных растений *Ruppia maritima*. В прибрежной полосе озера растет *Phragmites australis*, образуя полосу шириной до 1.3 м, высота растений 12.9 ± 1.2 см.

В зоопланктоне озер Хилганта и Дабаса-Нор отмечен *Brachionus plicatilis*, численность которого варьировала от 10.52 до 31 681.43 тыс. экз./м^3 при биомассе от 0.003 до 8.36 г/м^3. В качественной пробе, взятой из оз. Горбунка, присутствовал жаброногий рачок.

В озерах обнаружено 7 таксонов беспозвоночных (по два вида Coleoptera и Ephydridae и по одному виду Anostraca, Empididae и Ceratopogonidae). Во всех озерах найдены личинки мух Ephydridae. Общее число видов в озерах изменялось от 3 (оз. Горбунка) до 4 (оз. Дабаса-Нор). Помимо эфидрид, в оз. Горбунка отмечены жаброногие раки *Artemia salina*. Численность зообентоса достигала 1720 экз./м^2, биомасса — 6.04 г/м^2 (табл. 3). Основу биомассы зообентоса в озерах Дабаса-Нор и Хилганта создавали личинки мух Ephydridae и жуки *Berosus fulvus* и мокрецы *Culicoides riethi*.

Зависимость структуры сообществ водных организмов от геохимических условий водной среды

Факторный анализ методом главных компонент позволил выделить факторы среды, определяющие состав, структуру и количественные характеристики гидробионтов (рис. 4). При рассмотрении результатов были отобраны первые три компоненты, суммарно объясняющие 72.27% дисперсии. Величины факторных нагрузок представляют собой коэффициенты корреляции исходных параметров с выделенными главными компонентами. На долю первой (F1) и второй (F2) компоненты приходится 61.96% дисперсии. Построенный масштабированный биплот взаимных расположений исследованных абиотических и биотических переменных (рис. 4) хорошо согласуется с расположением выделенных на рис. 3 групп озер.

Первая компонента характеризуется высокой положительной связью с мутностью воды, общей минерализацией, концентрацией основных катионов (Na^+, K^+), анионов (HCO_3^{2-}, CO_3^{2-}, Cl^-, F^-),

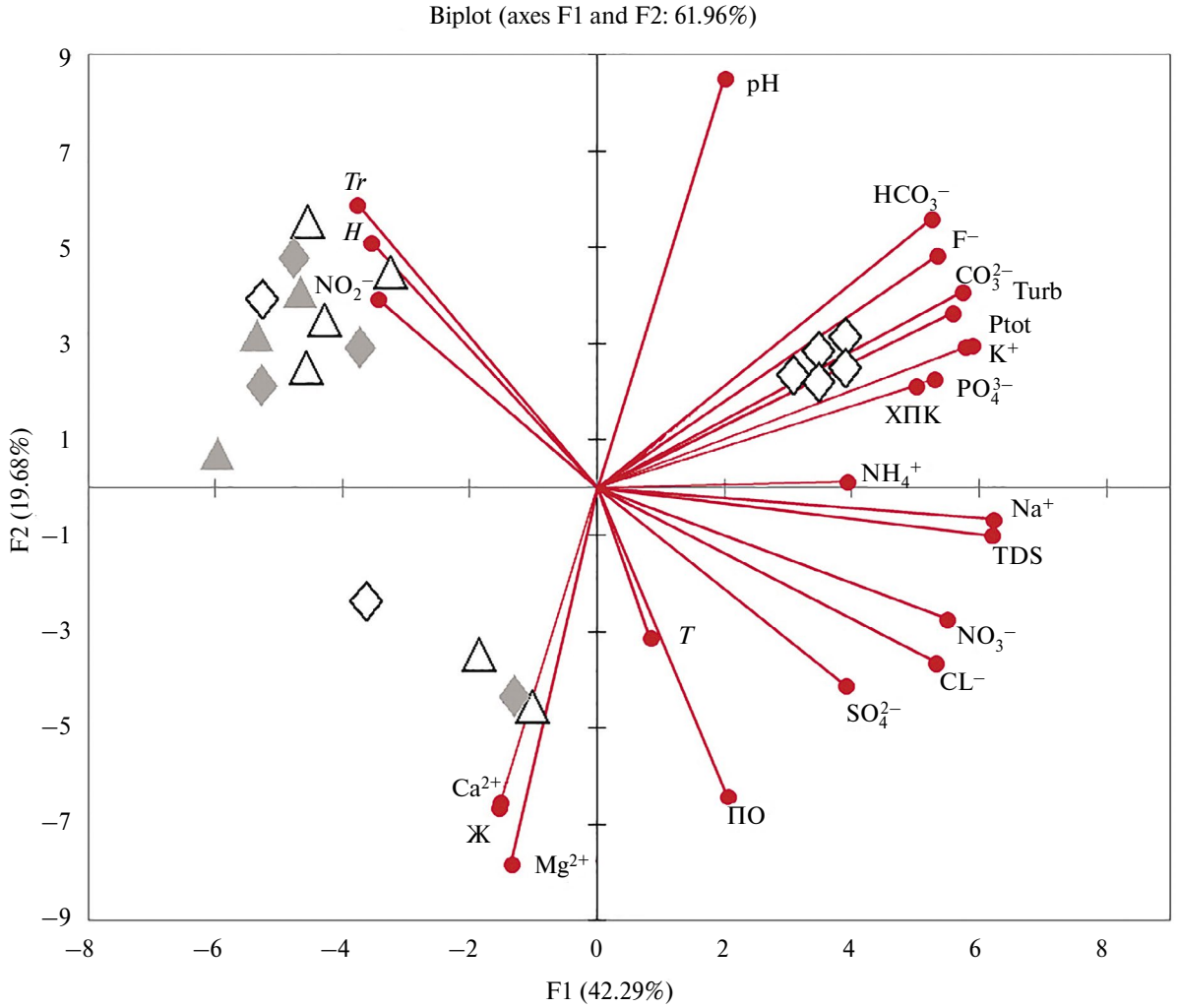

Рис. 4. Проекция векторов физико-химических параметров среды озер и биоразнообразия гидробионтов в плоскости двух главных компонент. Ж — жесткость воды; ПО – перманганатная окисляемость; ХПК — химическое потребление кислорода; *H* — глубина отбора проб; Ptot — общий фосфор; TDS — соленость; *T* — температура; *Tr* — прозрачность; Turb — мутность.
△ – макрофиты; ▲ – фитопланктон; ◊ – зоопланктон; ◆ – зообентос.

биогенных элементов (NO_3^-, PO_4^{3-}, $P_{общ}$) и ХПК, определяя отрицательную связь с характеристиками зообентоса, видового богатства зоопланктона, обилием гидрофита *Stuckenia pectinata*. Вторая компонента (19.68% дисперсии) характеризуется положительной связью с pH и прозрачностью воды и отрицательной — с жесткостью воды, концентрацией Mg^{2+} и Ca^{2+}, перманганатной окисляемостью. Третья компонента (10.31%) тесно связана с температурой воды (положительная связь), определяя отрицательную связь с обилием макрофита *Ruppia marinata* и общей численностью зоопланктона.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Анализ полученного материала показал, что по таксономическому разнообразию исследованные группы гидробионтов в изученных озерах ранжируются по мере убывания в следующем порядке олиго-мезогалинные → хлоридные эу-гипергалинные → содовые гипергалинные водоемы, что согласуется, с доказанным фактом о снижении разнообразия гидробионтов с ростом солености воды (Hammer, 1986; Williams, 1998; Алимов, 2008).

По таксономическому составу в фитопланктоне гипергалинных содовых озер доминируют криптофитовые водоросли. Доминирующий комплекс фитопланктона содовых олиго-мезогаллиных и хлоридных озер схож. Основу их альгофлоры формируют представители зеленых и диатомовых водорослей, а также цианобактерии. Массовую вегетацию криптофитовых водорослей рода *Cryptomonas* отмечали в высокоминерализованном оз. Ключик (Нижегородская обл.), где численность водорослей доходила до 8.2 млн кл./л (Okhapkin et al., 2022), в гипергалинных и мезогалинных озерах Оренбуржья (Немцева и др., 2005), в соленых озерах Донбаса (Горбулин, 2011), в соленых озерах Северного Хэбэя (Wen& Zhi-Hui, 1999). В соленых озерах Саяно-Алтайского горного региона (Шира, Шунет) пик развития видов рода *Cryptomonas* (концентрация хлорофилла достигала 23 мкг/л) приходился на зону хемоклина и границу аэробной и анаэробной зон (Degermendzhy et al., 2010; Рогозин и др., 2019). Биота олиго-мезогалинных озер в основном включает виды-галоксены (Hammer 1986; Williams, 2002; Макеева, Осипова, 2022). Видовое богатство цианобактерий и зеленых водорослей связано с толерантностью некоторых представителей к условиям повышенной солености (Горохова и др., 2014). Обилие представителей диатомей в наполняющихся водоемах объясняется особенностями проникновения в водную толщу типичных обитателей придонного горизонта в условиях высокой плотности соленых вод (Яценко-Степанова и др., 2005). Почти все обнаруженные в хлоридных водоемах виды цианобактерий относятся к обитателям солоноватых и соленых вод (Голлербах и др., 1953, Guiry et al., 2022).

Скопления макроскопических водорослей выявлены только в олиго-мезогалинных водоемах. По мнению многих авторов, экологическая устойчивость *Cladophora* sp. и *Spirogyra* sp. позволяет им быть широко распространенными видами (Garcia and Aboal, 2014; Hainz et al., 2009). Соленость и ионный состав могут влиять на видовой состав. Известно (Pikosz et al., 2017), что Cl^- оказывает значительное влияние на развитие нитчатых водорослей в пресноводных экосистемах. Так, таксоны Zygnemataceae (*Mougeotia*, *Zygnema*, *Spirogyra*) предпочитают воду с содержанием Cl^- до 40 мг/л, тогда как при его концентрации 60 мг/л биомассы водорослей близки к нулю. В природных условиях соленых водоемов юго-востока Забайкальского края представители рода *Spirogyra* встречались при содержании Cl^- от 113 до 4036 мг/л. Известно, что представители рода *Spirogyra* способны развиваться в водоемах при значениях pH от 6.2 до 9.1 (Hainz et al., 2009). Наши данные увеличивают верхнюю границу pH. Согласно (Свириденко и др., 2019), нитчатые зигнемовые водоросли в водоемах юга Западно-Сибирской равнины в основном связаны с маломинерализованными мягкими и среднежесткими водами. В минерализованных водоемах этой территории отмечена вегетация *Spirogyra decimina* при минерализации 17.1 г/л.

Погруженные высшие водные растения в содовых олиго-мезогалинных озерах представлены *Stuckenia pectinata*. В хлоридном оз. Дабаса-Нор выявлена *Ruppia maritima*. По данным (Hammer, 1988), видовое богатство макрофитов соленых озер канадских прерий снижается с ростом солености и только три вида погруженных макрофитов (*Potamogeton pectinatus*, *Ruppia maritima*, *Ruppia occidentalis S.Watson*) переходят границу 5 г/л и выдерживают гипергалинные условия (>50 г/л) (Hammer, 1988) до 53‰ (Hammer, 1986). В работе (Ionescu et al., 1998) приведены очень широкие диапазоны галотолерантности макроводорослей и сосудистых макрофитов соленых озер Румынии. Так, для *Enteromorpha intestinalis* диапазон составляет 1.93–280.38 г/л, *Cladophora fracta* — 4.87–280.38 г/л, *Potamogeton pectinatus* — 1.41–279.56 г/л.

Во всех исследованных озерах в таксономическом составе беспозвоночных планктона преобладают коловратки. В озерах при минерализации >30 г/л (независимо от гидрохимического типа) встречались либо Rotifera (*Brachionus plicatilis*), либо Anostraca, относящиеся к типичным галобионтам. В озерах Байм-Булаг и Ножий превалировали виды, тяготеющие к олиго- и мезогалинным условиям (*Euchlanis dilatata*, *Hexarthra*

mira, *Daphnia magna*, *Arctodiaptomus bacillifer*, *Arctodiaptomus niethammeri*, *Mixodiaptomus incrassatus*, *Eucyclops serrulatus*, в остальных — к поли- и гипергалинным условиям (*Moina brachiata, Metadiaptomus asiaticus*). Вид *Brachionus plicatilis* широко распространен и достигает высокой численности в водоемах с повышенным содержанием HCO_3^- (Walker, 1973). В канадских озерах коловратки превалировали в водах с повышенным содержанием Cl^- (Derry et al., 2003). По нашим данным, наибольшая плотность (31 681.43 тыс. экз./м^3) *B. plicatilis* зарегистрирована в соленом оз. Дабаса-Нор. Всплеск численности отмечали и в содовых озерах Нижний Мукэй (11 733.33 тыс. экз./м^3) (Афонина, Ташлыкова, 2019), Werowrap (7100 тыс. экз./м^3) (Walker, 1973) и Red Rock (34 000 тыс. экз./м^3) (Hammer, 1986). Представители рода *Moina*, теплолюбивые и обитающие в водоемах различного типа при pH 7.5–11 (Коровчинский и др., 2021), составляют основу зоопланктоценоза в содовых озерах Европы (Tóth et al., 2014) и Африки (Soda..., 2016). Высокая плотность вида *Moina brachiata* (⩾200 тыс. экз./м^3) отмечена в озерах при минерализации (14–22 г/л) (Афонина, Ташлыкова, 2019). *Moina asiaticus* — галобионтный вид, населяющий водоемы с различной соленостью воды, от олигогалинных до полигалинных включительно (Боруцкий и др., 1991), формирует до 95–99% всей численности и биомассы зоопланктона (Афонина, Ташлыкова, 2019).

Основой (50%) таксономического разнообразия зообентоса обследованных озер служили хирономиды. Они обнаружены во всех олиго- и мезогалинных озерах, но ни в одном из гипергаллиных озер. Исследования водоемов Обь-Иртышского междуречья показали, что при минерализации >25 г/л хирономиды исчезают из состава зообентоса (Bezmaternykh, Zhukova, 2013). В относительно глубоком и крупном содовом оз. Доронинское в лесостепной зоне Забайкалья при минерализации воды 20–30 г/л хирономиды представлены одним–двумя видами (Matafonov, 2022), помимо них в зообентосе присутствуют немногие таксоны: жуки *Berosus* и *Hygrotus*, мокрецы *Palpomyia* и *Culicoides*. В обследованных водоемах из указанных таксонов при минерализации 30–40 г/л обнаружены жуки *Berosus fulvus* и мокрецы *Culicoides riethi*. При солености >100 г/л (Hammer et al., 1990; Williams, 1998; Литвиненко и др., 2013) состав зообентоса обследованных водоемов беден и представлен немногими галобионтыми видами Artemia и Ephydridae. При проведении мониторинга на реках штата Кентукки с диапазоном солености 0.12 – 31.3 г/л было установлено, что при солености >10 г/л доминируют личинки мух-береговушек *Ephydra* sp. и мокрецов *Culicoides* sp. (Short et al., 1991). Обнаруженные в обследованных гипергалинных хлоридных озерах мокрецы *Culicoides riethi* — известные обитатели озер с минерализацией >47 г/л, а жуки рода *Hygrotus* обитают при солености 6.6–31.6 г/л (Зинченко, Головатюк, 2010).

Количественные характеристики фитопланктона в олиго-мезогалинных озерах ниже, чем в гипергалинных содовых и эу-гипергалинных хлоридных озерах. При этом фитомасса водных растений в олиго-мезогалинных озерах выше, чем других водоемах. В олиго-мезогалинных водоемах концентрация хлорофилла *a* ниже феофитина, в гипергалинных водоемах, за исключением оз. Борзинское, напротив, она выше. Во всех исследованных нами озерах зарегистрированы высокие значения пигментного индекса (>3), что свидетельствуют о низкой фотосинтетической активности планктона и преобладании процессов гетеротрофного метаболизма в сообществе (Markager et al., 1999). В этих озерах с минерализацией 4–40 мг/л в пигментном разнообразии велика доля каротиноидов (64–75%), что характерно для неглубоких водоемов поскольку каротиноиды выполняют светозащитную функцию при избыточном освещении (Dimier et al., 2009). Установлено (Пырина, Ляшенко, 2005), что в заросших мелководьях уменьшение содержания хлорофилла *a* связано с конкурентным преимуществом высших водных растений и перифитона.

Количественные показатели зоопланктона в олиго-мезогалинных озерах мало отличались. Максимальная его численность зарегистрирована в эугалинном хлоридном оз. Дабаса-Нор. Высокие значения численности и биомассы зообентоса выявлены в непересыхающих олиго-мезогалинных озерах Байн-Цаган и Ножий. Относительно низкие количественные показатели в оз. Балыктуй, предположительно, обусловлены высокой мутностью воды. В гиперсоленом содовом оз. Борзинское организмы зообентоса и зоопланктона представлены планктобентосными видами отряда Anostrica с низкими количественными показателями.

Результаты факторного анализа исследованных данных доказывают, что комплекс положительных факторов первой компоненты определяет низкое видовое богатство гидробионтов в наполняющихся гипергалинных озерах (вторая группа озер), отличающихся относительно высокой соленостью, ХПК, pH и мутностью воды, а также содержанием биогенных элементов — фосфора и наиболее окисленных форм азота. Эта группа озер характеризуется массовым развитием монодоминантных сообществ фитопланктона, представленных криптофитовыми водорослями рода *Cryptomonas*, высокими значениями хлорофилла *b*, отсутствием в водной толще сообществ макрофитов, бедным видовым составом зоопланктона и зообентоса с низкими количественными показателями. Комплекс факторов второй ком-

поненты обуславливает разнообразие сообществ гидробионтов в олиго-мезогалинных содовых озерах, выделяющихся относительно низкой соленостью, чаще высокой прозрачностью, повышенным значением pH воды (первая группа озер). В них выявлено до 10–15 видов водорослей и беспозвоночных планктона, присутствуют гидрофит *Stuckenia pectinata* и другие макроводоросли. Взаимное расположение комплекса абиотических и биотических факторов третьей компоненты определяют состав гидробионтов в менее щелочных гипергалинных хлоридных озерах (третья группа озер). В составе альгофлоры преобладают Cyanobacteria, развиты сообщества *Ruppia maritima*. Постоянные компоненты зообентоса — личинки Ephydridae.

Исследования Онон-Торейской равнины показали, что при смене увлажненности территории в озерах меняются объем водной массы, соленость, pH, содержание макрокомпонентов и соотношения между ними, разнообразие гидробионтов и их количественные характеристики (Куклин и др., 2013; Bazarova et al., 2019; Афонина, Ташлыкова, 2019; Borzenko, 2021). По нашим многолетним наблюдениям, в содовых озерах с ростом солености воды растет количество HCO_3^- и CO_3^{2-}, но снижается содержание Ca^{2+} и Mg^{2+}, преимущественно за счет образования Ca-Mg-карбонатных минералов, которые поступают в донные осадки. Напротив, в хлоридных озерах концентрации HCO_3^- и CO_3^{2-} уменьшаются и как следствие понижается pH воды, но увеличивается содержание CO_2, Ca^{2+} и Mg^{2+} (Borzenko, 2021).

Очевидно, снижение концентрации CO_2 при росте солености и pH в озерах исключает из фитопланктона виды, неспособные утилизировать HCO_3^- (Padisa, Naselli-Flores, 2021). По данным этих авторов, накопление Na^+, $NaHCO_3$, Na_2CO_3 в водах неблагоприятно отражается на тургоре клеток высших водных растений. Низкие концентрации Ca, который к тому же в содовых озерах находится преимущественно в форме $CaCO_3$, приводят к нарушению метаболических процессов у беспозвоночных, утилизирующих его из воды непосредственно в виде Ca^{2+}. Магний у водных животных играет ключевую роль в биоэнергетическом обеспечении мембранного транспорта ионов и внутриклеточном обмене аминокислот. При его дефиците наблюдается бледность и пожелтение листьев у водных растений, что зачастую отмечали в содовых озерах Забайкалья в период увеличения солености и pH воды (Намсараев, 2009). Относительно высокое содержание в воде соединений азота и фосфора очень часто выступает важнейшим лимитирующим биопродуктивность фактором. При этом между неорганическими и органическими соединениями происходит постоянный обмен. С ростом pH и солености среды содержание производных фосфора, нитратного и нитритного азота растет с максимальными значениями в гипергалинных содовых водоемах, а аммонийного азота — в эу- гипергалинных хлоридных.

Вариации разнообразия гидробионтов на территории Онон-Торейской равнины согласуются с данными по содовым озерам Восточноафриканской рифтовой зоны (Soda..., 2016). Снижение количества осадков на востоке Африки также сопровождалось резким сокращением объема воды в озерах, повышением ее солености и, как следствие, снижением численности фитопланктона и изменением состава зоопланктона. Напротив, увеличение количества атмосферных осадков привело к увеличению объема воды в озерах и к ее опреснению. Значение электропроводности снизилось с 96 мСм см$^{-1}$ (mS cm^{-1}) до 7279 мкСм/см$^{-1}$ (μS cm^{-1}), соленость — с 63.5 до 4.1‰, что привело к смене доминантного состава гидробионтов (Jirsa et al. 2013; Soda..., 2016).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В период смены увлажненности территории Юго-Восточного Забайкалья выявлены три основные группы озер: олиго-мезогалинные (4–16 г/л), хлоридные эу-гипергалинные (33–70 г/л) и содовые гипергалинные (128–231 г/л), отличающиеся по составу и количественным характеристикам водных организмов и гидрогеохимическим параметрам среды. Установлено, что разнообразие гидробионтов уменьшается по мере смены типа от содового олиго-мезогалинного к хлоридному эу-гипергалинному и к содовому гипергалинному. В таксономическом составе фитопланктона гипергалинных содовых озер доминируют криптофитовые водоросли, которые выдерживают высокую соленость и pH воды. Состав фитопланктона содовых олиго-мезогаллиных и хлоридных озер близок — это зеленые и диатомовые водоросли, а также цианобактерии. Погруженные высшие водные растения в содовых олиго-мезогалинных озерах представлены *Stuckenia pectinata*. В хлоридном оз. Дабаса-Нор выявлена *Ruppia maritima*. Во всех исследованных озерах в таксономическом составе зоопланктона преобладают коловратки, зообентоса — хирономиды. Количественные характеристики фитопланктона в олиго-мезогалинных озерах ниже, чем в гипергалинных содовых и эу-гипергалинных хлоридных. Фитомасса погруженных водных растений выше в содовых олиго-мезогалинных водоемах, чем в хлоридных эу-гипергалинных. В содовых гипергалинных озерах погруженные водные растения отсутствуют, количественные показатели зоопланктона в них относительно стабильны. Максимальная численность зоопланктона выявлена в хлоридном с низкой величиной мутности воды оз. Дабаса-Нор. Высокие значения численности

и биомассы зообентоса характерны для непересыхающих с большей глубиной и относительно высокой прозрачностью вод олиго-мезогалинных озер Байн-Цаган и Ножий, однако высокая величина мутности воды в оз. Балыктуй, способствует резкому снижению этих показателей. В наиболее соленом гипергалинном содовом оз. Борзинское организмы зообентоса и зоопланктона представлены планктон-бентосными видами отряда Anostrica с низкими количественными характеристиками.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность И.А. Федорову, И.А. Колмогорцевой (Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН) за помощь в экспедиционных исследованиях.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания, тема № 0309-2021-0006.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алимов А.Ф. 2008. Связь биологического разнообразия в континентальных водоемах с их морфометрией и минерализацией вод // Биология внутр. вод. № 1. Т. 1. С. 3.

Афонина Е.Ю., Ташлыкова Н.А. 2019. Планктон минеральных озер Юго-Восточного Забайкалья: трансформация и факторы среды // Сибир. экол. журн. № 2. С. 192. https://doi.org/10.15372/SEJ20190204

Балушкина Е.Б., Винберг Г.Г. 1979. Зависимость между массой и длиной тела у планктонных животных // Общие основы изучения водных экосистем. Л.: Наука.

Борзенко С.В. 2020. Основные условия формирования химического состава вод соленых и солоноватых озер Восточного Забайкалья // Геохимия. Т. 65. №. 12. С. 1212. https://doi.org/10.31857/S0016752520090034

Борзенко С.В., Федоров И.А. 2019. Основные формы миграции металлов в присутствии гуминовых веществ в содовых озерах Восточного Забайкалья // Изв. Томск. политехн. ун-та. Инжиниринг георесурсов. Т. 330. № 3. С. 18. https://doi.org/10.18799/24131830/2019/3/155

Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. 1991. Определитель Calanoida пресных вод СССР. СПб.: Наука.

Виноградова К.Л., Голлербах М.М., Зауер Л.М., Сдобникова Н.В. 1980. Зеленые водоросли — Chlorophyta: Классы сифонокладовые, сифоновые (Siphonocladophyceae, Siphonophyceae). Красные — Rhodophyta. Бурые — Phaeophyta // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.13. Л.: Наука.

Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. 1953. Синезеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. М.: Сов. наука.

Горбулин О.С. 2011. Эколого-биологические характеристики *Cryptophyta* флоры Украины // Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна. Серія: Біологія. Т. 13. С. 47.

Горохова О.Г., Зинченко Т.Д. 2014. Фитопланктон высокоминерализованных рек Приэльтонья // Изв. Самар. науч. центра РАН. Т. 16. № 5–5. С. 1715.

Давыдова Н.Д. 2022. Изменения в компонентах степных геосистем Юго-Восточного Забайкалья в условиях потепления климата // Аридные экосистемы. Т. 28. № 1 (90). С. 3.\ https://doi.org/10.24412/1993-3916-2022-1-3-10

Зайцеа С.В., Абидуева Е.Ю., Зайцева К.В., Сун Ч.-Х. 2021. Особенности микробного состава содовых озер Белорезской группы (республика Бурятия) // Биология внутр. вод. № 4. С. 343. https://doi.org/10.31857/S0320965221040161

Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. 2010. Биоразнообразие и структура сообществ макрозообентоса соленых рек аридной зоны юга России (Приэльтонье) // Аридные экосистемы. Т. 16. № 3(43).

Катанская В.М. 1981. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука.

Киселев И.А. 1969. Планктон морей и континентальных водоемов. Т. 1. Л.: Наука.

Коровчинский Н.М., Котов А.А., Синев А.Ю. и *др.* 2021. Ветвистоусые ракообразные (Crustacea: Cladocera) Северной Евразии. Т. 2. М.: Тов-во науч. изд. КМК.

Куклин А.П., Цыбекмитова Г.Ц., Горлачева Е.П. 2013. Состояние водных экосистем озер Онон-Торейской равнины в 1983–2011 гг. (Восточное Забайкалье) // Аридные экосистемы. Т.19. № 3. С. 122. https://doi.org/10.1134/S2079096113030062

Литвиненко Л.И., Литвиненко А.И., Бойко Е.Г., Куцанов К.В. 2013. Влияние факторов внешней среды на структуру и функционирование биоценозов гипергалинных водоемов юга Западной Сибири // Сибир. экол. журн. Т. 3. С. 321.

Макеева ЕГ., Осипова Н.В. 2022. Водоросли соленого оз. Алтайское (республика Хакасия): таксономический состав и экологические особенности // Биология внутр. вод. № 2. С. 118. https://doi.org/10.31857/S0320965222020073

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. 1982. Л.: ГосНИОРХ.

Намсараев В.В. 2009. Соленость и соленые озера Забайкалья: гидрохимия, биология. Улан-Удэ: БГУ.

Немцева Н.В., Плотников А.О., Яценко-Степанова Т.Н. и др. 2005. Планктонные сообщества уникальных гипергалинных и мезогалинных озер Оренбуржья // Вестн. ОГУ. Т. 5. Р. 35.

Пырина И.Л., Ляшенко Г.Ф. 2005. Многолетняя динамика продуктивности фитопланктона и высшей

водной растительности и их роль в продуцировании органического вещества в зарастающем Иваньковском водохранилище // Биология внутр. вод. № 3. С. 48.

Рогозин Д.Ю., Задереев Е.С., Прокопкин И.Г. и др. 2019. Сравнительное исследование устойчивости стратификации и структуры трофической сети в меромиктических озерах Шира и Шунет (Южная Сибирь, Россия) // Биофизика для экологии и медицины: К 90-летию академика РАН И.И. Гительзона. Новосибирск. С. 210.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. 1992. СПб.: Гидрометеоиздат.

Рундина Л.А. 1998. Зигнемовые водоросли России (Chlorophyta: Zygnematophyceae, Zygnematales). СПб.: Наука.

Садчиков А.П. 2003. Методы изучения пресноводного фитопланктона. М.: Изд-во "Университет и школа".

Свириденко Б.Ф., Свириденко Т.В., Мурашко Ю.А. 2019. Нитчатые зигнемовые водоросли (Zygnematales) Западно-Сибирской равнины. Омск: Изд-во Амфора.

Содовые озера Забайкалья: экология и продуктивность. 1991. Новосибирск: Наука.

Шипунов А.Б., Балдин Е.М., Волкова П.А. и др. 2014. Наглядная статистика, используем R! М.: ДМК Пресс.

Яценко-Степанова Т.Н., Немцева Н.В., Шабанов С.В. 2005. Альгофлора Оренбуржья. Екатеринбург: УрО РАН.

Bazarova B.B., Tashlykova N.A., Afonina E.Yu. et al. 2019. Long-term fluctuations of the aquatic ecosystems in the Onon-Torey Plain (Russia) // Acta Ecologica Sinica. V. 39. P. 157. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2018.08.003

Bezmaternykh D.M., Zhukova O.N. 2013. Composition, structure, and formation factors of bottom invertebrate communities in lakes of the Sourthern Ob-Irtysh Interfluve // Russ. J. Ecol. № 2. P. 170. https://doi.org/10.1134/S1067413613020057

Borzenko S.V. 2021. The main formation processes for different types of salt lakes: evidence from isotopic composition with case studies of lakes in Transbaikalia, Russia // Sci. Total Environ. V. 782. C. 146782. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146782

Borzenko S.V., Shvartsev S.L. 2019. Chemical composition of salt lakes in East Transbaikalia (Russia) // Applied Geochemistry. V. 103. C. 72. http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.02.014

Degermendzhy A.G., Zadereev E.S., Rogozin D.Y. et al. 2010. Vertical stratification of physical, chemical and biological components in two saline lakes Shira and Shunet (South Siberia, Russia) // Aquat. Ecol. V. 44(3). P. 619.

Derry A., Prepas E., Hebert P. 2003. A comparison of zooplankton communities in saline lake water with variable anion composition // Hydrobiologia. V. 505. P. 199.

Dimier C., Tramontano F., Geider R.D. et al. 2009. Growth and photoregulation dynamics of the picoeukaryote *Pelagomonas calceolata* in fluctuating light // Limnol., Oceanogr. V. 54. P. 823. https://www.jstor.org/stable/40271733

Garcia M.E., Aboal M. 2014. Environmental gradients and macroalgae in Mediterranean marshes: the case of Pego-Oliva marsh (East Iberian Peninsula) // Sci. Total Environ. V. 475. P. 216. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.014

Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. 2022. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. URL: http: //www.algaebase.org (date of the application: 20.08.2022).

Hainz R., Wöber C., Schagerl M. 2009. The relationship between *Spirogyra* (Zygnematophyceae, Streptophyta) filament type groups and environmental conditions in Central Europe // Aquat. Bot. V. 91 (3). P. 173. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.05.004

Hammer T.U. 1986. Saline lake ecosystems of the world. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.

Hammer U.T. 1988. Aquatic macrophytes in saline lakes of the Canadian prairies // Hydrobiologia. V. 158. P. 101.

Hammer U.T., Sheard J.S., Kranabetter J. 1990. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lakes // Hydrobiologia. V. 197. P. 173.

Ionescu V. Năstăsescu M. Spiridon L. Bulgăreanu V.A.C. 1998. The biota of Romanian saline lakes on rock salt bodies. A review // Int. J. Salt Lake Res. V. 7. P. 45.

Jirsa F., Gruber M., Stojanovic A., Oduor S.O. et al. 2013. Major and trace element geochemistry of Lake Bogoria and Lake Nakuru, Kenya, during extreme drought // Chem Erde-Geochem V. 73. P. 275.

Komárek J. 2013. Cyanoprokaryota. Süβwasserflora von Mitteleuropa. Bd 19/3. Berlin: Heidelberg.

Markager S., Vincent W.F., Tang E.P.Y. 1999. Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis // Limnol., Oceanogr. V. 44(3). P. 597.

Matafonov P.V. 2022. Influence of meromixia on the distribution of zoobenthos and zooplankton in the salt soda lake Doroninskoe // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 962 012026

Okhapkin A., Sharagina E., Kulizin P. et al. 2022. Phytoplankton Community Structure in Highly-Mineralized Small Gypsum Karst Lake (Russia) // Microorganisms. V. 10(2). P. 386.

Padisa'k J., Naselli-Flores L. 2021. Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency // Hydrobiologia. V. 848. P. 157.

Pikosz M., Messyasz B., Gabka M. 2017. Functional structure of algal mat (*Cladophora glomerata*) in a freshwater in western Poland // Ecol. Indicators. V. 74. P. 1.

Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers // Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. Struttgart. Bd 8. P. 71.

Short T.M., Black J.A., Birge W.J. 1991. Ecology of a saline stream: community responses to spatial gradients of environmental conditions // Hydrobiologia. V. 226. P. 167.

Soda lakes of East Africa. 2016. Cham: Springer International Publ.

Tóth A., Horváth Z., Vad C.F. et al. 2014. Zooplankton of the European soda pans: Fauna and conservation of a unique habitat type // Int. ReV. Hydrobiol. V. 99. P. 1. https://doi.org/ 10.1002/iroh.201301646

Walker K.F. 1973. Studies on a saline lake ecosystem // Mar. Freshwater Res. V. 24(1). P. 21.

Wen Z., Zhi-Hui H. 1999. Biological and ecological features of inland saline waters in North Hebei, China // Int. J. Salt Lake Res. V. 8(3). P. 267.

Williams W.D. 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological community in salt lakes // Hydrobiologia. V. 381. P. 191 https://doi.org/10.1023/A:1003287826503

Williams W.D. 2002. Environmental threats to salt lakes and the likely status of inland saline ecosystems in 2025 // Environ. Conservation. V. 29 (2). P. 154. https://doi.org/S0376892902000103

Diversity of Hydrobionts of the Different Type Salt Lakes in the South-Eastern Transbaikalia in the Period of Moisture Changing

B.B. Bazarova[1, *], S. V. Borzenko[1], N. A. Tashlykova[1], E.Yu. Afonina[1], G.Ts. Tsybekmitova[1], P. V. Matafonov[1], A. P. Kuklin[1]

[1]*Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Chita, Russia*

[*]*e-mail: balgit@mail.ru*

The results of a complex hydrochemical and hydrobiological study of salt lakes in the South-Eastern Transbaikalia during the period of moisture change are presented. The studied lakes, according to the geochemical classification, belong to the chloride and soda types. The taxonomic diversity of aquatic biota decreases while the salinity increases and the hydrochemical type of lakes changes from soda oligo-mesohaline (4–16 g/L) to chloride eu-hyperhaline (33–70 g/L) and to soda hyperhaline (128–231 g/L). In soda oligo-mesohaline and chloride lakes the phytoplankton taxonomic composition is similar and is represented by green and diatom algae, as well as cyanobacteria. Submerged aquatic plants are represented by *Stuckenia pectinata* in soda oligo-mesohaline lakes. *Ruppia maritime* was found in the Dabasa-Nor chloride lake. In zooplankton and zoobenthos, rotifers and chironomids dominated respectively. Quantitative characteristics of phytoplankton in oligo-mesohaline lakes are lower than in hyperhaline soda and eu-hyperhaline chloride lakes. The phytomass of submerged aquatic plants, on the contrary, is higher in oligo-mesohaline lakes. In the hypersaline soda lake Borzinskoye, zoobenthos and zooplankton organisms are represented by planktonobenthos species, namely Anostrica, with low abundance.

Keywords: aquatic plants, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, phytoplankton pigments, hydrochemistry, salt lakes, Transbaikalia

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 233–242

БИОЛОГИЯ, МОРФОЛОГИЯ И СИСТЕМАТИКА ГИДРОБИОНТОВ

УДК 581.92:582.522.1

ВИДОВОЙ СТАТУС ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО РОГОЗА *Typha japonica* (*T.* sect. Ebracteolatae) В СВЯЗИ С ЕГО ПЕРВОЙ НАХОДКОЙ В РОССИИ

© 2024 г. О. А. Капитонова[a, b, *], Е. А. Беляков[b], Е. В. Мавродиев[c, **]

[a] *Тобольская комплексная научная станция Уральского отделения Российской академии наук, Тобольск, Тюменская обл., Россия*

[b] *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия*

[c] *Florida Museum of Natural History, University of Florida, Gainesville, Florida, USA*

**e-mail: kapoa.tkns@gmail.com*

***e-mail: evgeny@ufl.edu*

Поступила в редакцию 27.01.2023 г.
После доработки 28.05.2023 г.
Принята к публикации 19.06.2023 г.

Рогоз японский (*Typha japonica* Miq., секция Ebracteolatae) восстановлен в видовом статусе и впервые приведен для флоры России (крайний юг Сахалина и обеих гряд Курильского архипелага (острова Юрий и Кунашир)). Ранее этот вид относили к синонимам рогоза восточного (*T. orientalis* C. Presl.). Комбинация морфологических признаков *T. japonica* в сочетании с его уникальной географией и молекулярными данными, полученными в результате секвенирования хлоропластного гена *rpl32* и соседнего с ним некодирующего фрагмента *rpl32-trnL*, отличают этот вид не только от всех остальных представителей секции Ebracteolatae (включая *T. caspica*, *T. elata* и *T. tzvelevii*), но и от всех известных сегодня лишенных прицветников видов *Typha*.

Ключевые слова: водные растения, морфология, Российский Дальний Восток, cpDNA, *rpl32-trnL* intergenic spacer.

DOI: 10.31857/S0320965224020029 **EDN:** xtxkbj

ВВЕДЕНИЕ[1]

Со времени выхода в свет монографических исследований Рорбаха (Rohrbach, 1869) и Кронфельда (Kronfeld, 1889), объем рода *Typha* L. (Typhaceae Juss.) является предметом оживленных дискуссий. По оценкам разных авторов, в состав широко трактуемого рода рогоз (включая род *Rohrbachia* (Kronf. ex Riedl) Mavrodiev (Мавродиев, 2001; Мавродиев, Капитонова, 2015)) входит от 8–18 (Smith, 1967; Casper, Crausch, 1980; Леонова, 1982; Kim et al., 2003; Kun, Simpson, 2010) до 34 видов (Краснова, 2011).

Неудивительно, что число рогозов, указанных разными авторами для флоры России и сопредельных государств, также варьирует в широких пределах. Во "Флоре СССР" (Федченко, 1934) приводятся сведения о восьми видах *Typha*, но в относительно недавней фундаментальной сводке (Распопов и др., 2011) говорится о произрастании на территории Российской Федерации уже 18 видов рогозов. С учетом недавно описанного из Предуралья рогоза Лепехина (*T. lepechinii* Mavrodiev et Kapit.), только для европейской части России нами указывается то же число видов рода (Мавродиев, Капитонова, 2015; Kapitonova et al., 2022). При этом из азиатской части России к настоящему времени известно о 13 видах и нотовидах *Typha* (Гребенюк, 2012).

Столь существенное расхождение оценок видового состава этого рода лишь подчеркивает исключительную сложность систематики и таксономии последнего, связанную, прежде всего, с предполагаемым молодым возрастом многих рогозов, а также с их способностью к гибридизации и интрогрессии (Kim, Choi, 2011; Мавродиев, Капитонова, 2015; Гарин, 2019).

В этом контексте попытки некоторых современных авторов упростить таксономическую структуру рода, используя при этом молекулярно-генетические методы исследования, но не принимая во внимание классические и не потерявшие своей значимости морфологические и ботанико-географические подходы, вызывают много вопросов. К примеру, по мнению П.А. Волковой и А.А. Боброва (Volkova,

Сокращения: РДВ – Российский Дальний Восток.

Bobrov, 2022), систематики рода, опирающиеся преимущественно на морфологические признаки, переоценивают число видов *Typha*. Изучив последовательности нуклеотидов двух соседних локусов хлоропластной ДНК (гена *rpl32* и некодирующего участка *rpl32-trnL*) у 36 образцов *Typha*, принадлежащих к трем его разным секциям, эти авторы вновь предлагают предварительно отнести все рогозы Восточной Европы к четырем "традиционным" видам: *T. shuttleworthii* Koch et Sonder, *T. laxmannii* Lepech., *T. angustifolia* L. и *T. latifolia* L., принятым во "Flora Europaea» >40 лет назад (Cook, 1980). Однако по нашему мнению, следование старой тенденции укрупнения в систематике растений, преобладающей в настоящее время и среди зарубежных исследователей рода *Typha* (Kim, Choi, 2011; Zhou et al., 2016, 2018; Ciotir et al., 2017; Bernhardt, Gregor, 2019), может привести к существенной недооценке разнообразия рогозов, и, таким образом, иметь самые серьезные последствия в прикладных направлениях экологических исследований, включая принятие административных решений в вопросах природоохранного характера. Так, молекулярные данные, приведенные в работе (Volkova, Bobrov, 2022), свидетельствуют о различиях между использованными ими образцами *Typha* sect. Ebracteolatae Graebn. Однако авторы не обсуждают выявленные ими же различия уральских и европейских (Германия) образцов, относимых к родству рогоза Шуттлеворта. Между тем, опубликованные молекулярные данные этих исследователей позволили описать новый вид рода, несомненно, заслуживающий охраны (Kapitonova et al., 2022). Неудивительно, что дробная трактовка видов *Typha* как релевантная наблюдаемому биоразнообразию, сегодня принимается именно гидробиологами-практиками (Тетерюк и др., 2021).

Кроме европейских рогозов, П.А. Волкова и А.А. Бобров (Volkova, Bobrov, 2022) проанализировали большое количество образцов *Typha* из секции Ebracteolatae, собранных в других регионах России, в том числе на территории РДВ — на крайнем юге Сахалина и на Курильских островах. В итоге, все изученные образцы были отнесены ими к одному виду — *T. latifolia*, несмотря на значительные морфологические различия между ними и молекулярные данные, которые, по нашему мнению, убедительно свидетельствуют в том числе и в пользу своеобразия дальневосточных представителей данной секции (Kapitonova et al., 2022). Последнее стало поводом для более детального изучения рогозов юга РДВ, поскольку опубликованные молекулярные данные (Volkova, Bobrov, 2022) в целом подтвердили нашу гипотезу, о произрастании на территории РДВ рогоза японского (*T. japonica* Miq.) – вида из секции Ebracteolatae, традиционно относимого в прошлом в синонимы рогоза восточного (*T. orientalis* C. Presl.) (Kronfeld, 1889; Graebner, 1900; Mavrodiev et al., 2023).

Цель работы — на основе классических морфологических, ботанико-географических и молекулярно-генетических подходов восстановить *T. japonica* в статусе вида и впервые привести его для флоры России.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе использованы образцы рогозов, собранные на юге РДВ в пределах Сахалинской обл. Всего было изучено четыре гербарных образца, хранящихся в гербариях Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН (IBIW) и Тобольской комплексной научной станции УрО РАН (TOB):

1. *Typha latifolia* L. Россия, Сахалинская обл., Корсаковский р-он, о. Сахалин 46.8113° с.ш., 142.7408° в.д., 22.VIII.2019, собрал А.Н. Ефремов, определила П.А. Волкова, переопределен О.А. Капитоновой как *Typha japonica* Miq. [IBIW 69001];

2. *Typha latifolia* L. Россия, Сахалинская обл., Южно-Курильский городской округ, о. Юрий, 1 км к юго-востоку от м. Бивень, озеро в урочище Песчанка, 43.41504° с.ш., 146.04289° в.д., 25.VII.2019, собрали П.А. Волкова, М.О. Иванова, И.А. Дадыкин, определила П.А. Волкова, предварительно переопределен О.А. Капитоновой как *Typha japonica* Miq. [IBIW 71382];

3. *Typha latifolia* L. Россия, Сахалинская обл., Южно-Курильский городской округ, о. Кунашир, северо-западный берег оз. Песчаное, озеро в урочище Данилово, 43.94899° с.ш., 145.59378° в.д., 24.VIII.2019, собрали П.А. Волкова, М.О. Иванова, И.А. Дадыкин, определила П.А. Волкова, переопределен О.А. Капитоновой как *Typha japonica* Miq. [IBIW 69004];

4. *Typha* sp. Россия, Сахалинская обл., Корсаковский р-он, вдоль автодороги Южно-Сахалинск — Охотское, кювет вдоль дороги, фитоценоз *Typha* sp., глубина 0.1–0.5 м. 22.VIII.2019, собрал А.Н. Ефремов [TOB 11510]. Образец представляет собой изотип недавно описанного рогоза сахалинского (*T. sakhalinica* Krasnova & Efremov) (Краснова, Ефремов, 2022), переопределенный О.А. Капитоновой как *Typha japonica* Miq.

Все исследованные образцы стали предметом традиционного сравнительно-морфологического и молекулярного анализов. Основой последнего был выбран один из локусов хлоропластной ДНК (фрагмент гена *rpl32* и некодирующая последовательность (intergenic spacer (IGS)) *rpl32-trnL*, ниже локус обозначен *rpl32-trnL* IGS) (Shaw et al., 2007; Zhou et al., 2018).

У двух изученных дальневосточных образцов *Typha latifolia* (IBIW 69001 и IBIW 69004) первичная структура указанного фрагмента хлоропластной ДНК была определена ранее (Volkova, Bobrov, 2022). Фрагмент *rpl32-trnL* IGS был дополнительно отсеквенирован нами у образца TOB 11510 в соответствии с протоколами, опубликованными Zhou et al. (2018) (номер Генбанка: OQ550105). Кладистический анализ молекулярных данных проведен, как описано в работах (Mavrodiev et al., 2019; Kapitonova et al., 2022). Основой анализов стало резюме последовательностей *rpl32-trnL* IGS, данное в работе (Kapitonova et al., 2022).

У всех исследованных дальневосточных образцов изучены основные морфологические диагностические признаки (всего 14), представленные в табл. 1. Морфометрические признаки получены путем прямых измерений гербарных образцов.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Первичная структура локуса *rpl32-trnL* IGS у трех изученных дальневосточных образцов *Typha* (IBIW 69001, IBIW 69004 и TOB 11510) оказалась одинаковой. В кладистическом анализе, таким образом, присутствовала только одна последовательность *rpl32-trnL* IGS, замещающая две остальные, идентичные ей, сам анализ был ограничен рогозами секции Ebracteolatae (Kapitonova et al., 2022). Как и ранее (Kapitonova et al., 2022), в пределах генетически гетерогенного, полифилетичного рогоза широколистного “в широком понимании” (секция Ebracteolatae), дальневосточная “ветвь” определилась как сестринская к образцу *Typha latifolia* (MG430865), собранному в Маньчжурии (провинция Хэйлунцзян) (Zhou et al., 2018) и имеющему первичную структуру локуса *rpl32-trnL* IGS, идентичную таковой изученных дальневосточных образцов (Kapitonova et al., 2022) (рис. 1).

Наш морфологический анализ (табл. 1) показал: у суженных примерно на 2/3 ширины в районе влагалищно-пластиночного сочленения узких пластинок срединных листьев исследованных образцов, на абаксиальной поверхности имеется закругленный киль (рис. 2), отдаленно напоминающий киль срединных листьев образцов *T. elephantina* Roxb. или видов рода *Sparganium* L. Подобный сглаженный киль мы наблюдали также у рогозов типовой секции, а именно у *T. domingensis* Pers. s.l., но никогда — у рогозов, женские цветки которых лишены прицветников; пыльца исследованных дальневосточных образцов представляет собой собрание тетрад (рис. 3), а не одиночных зерен (последний признак — морфологическая синапоморфия секции Ebracteolatae, а также рода *Rohrbachia* (Kronfeld, 1889; Graebner, 1900; Мавродиев, Капитонова, 2015)); относительно короткие (до 14 см) женские соцветия

Таблица 1. Основные диагностические морфологические признаки монокарпических побегов, соцветий и цветков *Typha japonica*

Признак	Характеристика
Высота монокарпического побега от основания до верхушки тычиночного соцветия, м	~1.5
Длина срединных листьев монокарпического побега, см	43–75 (M = 60.2, n = 3)
Ширина средней части срединных листьев монокарпического побега, мм	7–9(12) (M = 9.4, n = 10)
Ширина оснований листовой пластинки срединных листьев монокарпического побега, мм	3–5(8.5) (M = 5.08, n = 6)
Соотношение ширины оснований листовой пластинки срединных листьев монокарпического побега и их максимальной ширины в средней части листовой пластинки, %	33–57(77) (M = 54.7, n = 6)
Цвет листьев монокарпического побега	Светло-зеленый, салатовый, травяно-зеленый
Наличие закругленного киля на абаксиальной стороне нижней части листовой пластинки	Имеется
Длина пестичного соцветия, см	8.4–11.7 (M = 10.05, n = 2)
Ширина пестичного соцветия, см	1.2–2.2 (M = 1.7, n = 2)
Цвет зрелого пестичного соцветия	Коричневый, каштановый
Число карподиев на верхушке женского колоска	1–2
Длина тычиночного соцветия, см	5.9–14 (M=10.06, n=3)
Форма и консистенция кроющих листьев соцветий	Толстоватые, кожистые, широколанцетные, долго сохраняющиеся
Форма пыльцы	Фертильные тетрады

Примечание. M — среднее арифметическое значение, n — число измерений.

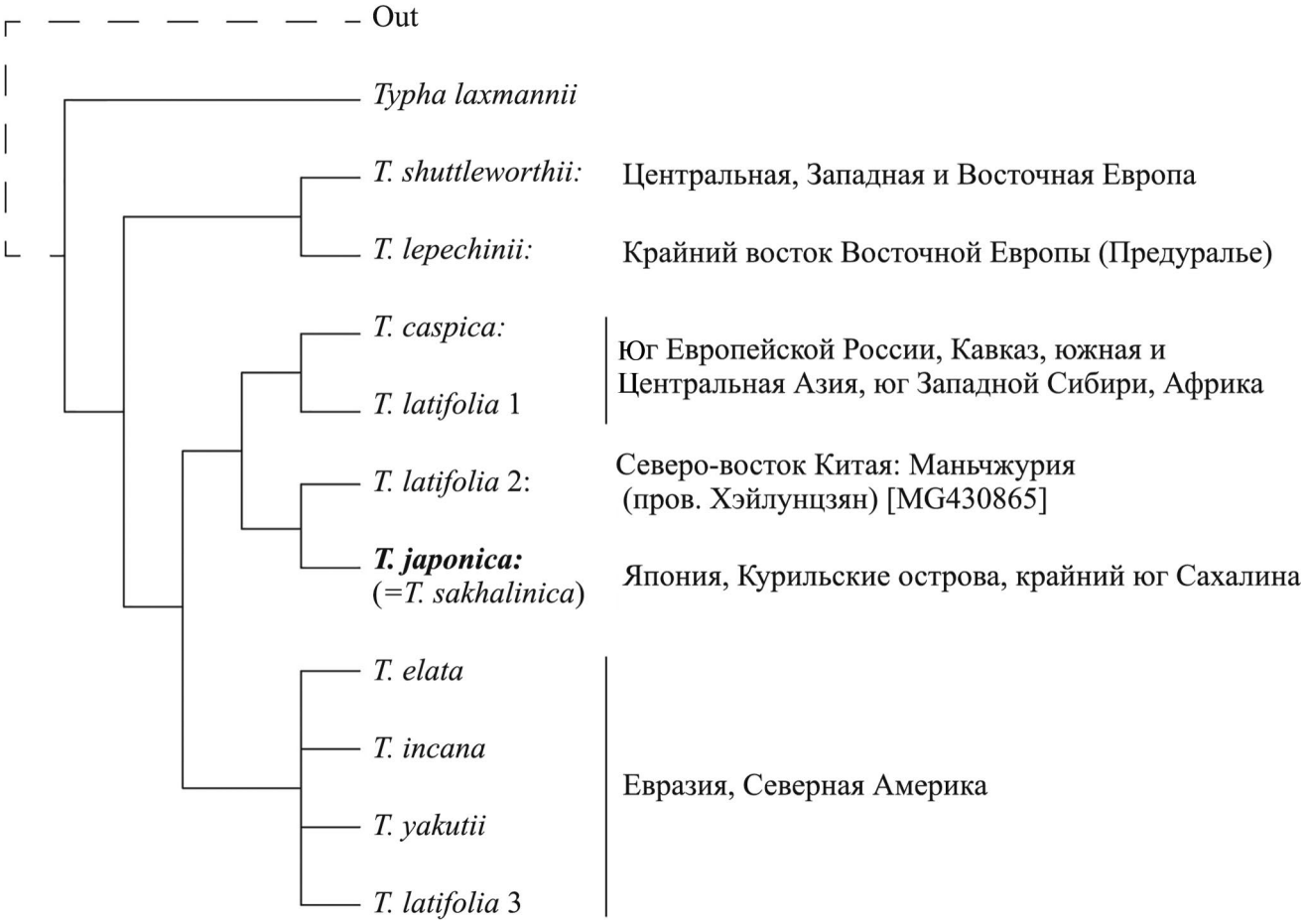

Рис. 1. Кладограмма — результат кладистического анализа хлоропластных последовательностей хлоропластного локуса *rpl32-trnL* IGS восьми видов секции Ebracteolatae, представленный в виде среднего консенсуса 813 трех-таксонных деревьев, данный в сравнении с географическим распространением анализируемых видов.

изученных образцов с хорошо сохраняющимися рыжевато-коричневыми ланцетными рыльцами имели жесткие, кожистые, долго сохраняющиеся кроющие листья (подобные листья несли и мужские соцветия тех же образцов); на верхушках отдельных женских колосков развивается один–два карподия, кроме того, иногда имеется один недоразвитый цветок в виде пучка волосков (рис. 4).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Согласно работе (Гребенюк, 2012), на территории РДВ произрастает 10 видов *Typha*, в том числе два рогоза из секции Ebracteolatae (*T. latifolia*, *T. tzvelevii* Mavrodiev), из которых во флоре Сахалинской обл. отмечен лишь один — *T. latifolia* (Смирнов, 2002; Баркалов, Таран, 2004; Баркалов, 2009; Volkova, Bobrov, 2022).

Критическое изучение морфологических особенностей имеющихся в нашем распоряжении четырех гербарных образцов из Сахалинской обл. привело к выводу, что они соответствуют описанию *Typha japonica* Miq. Этот восточноазиатский вид был открыт в 1867 г. выдающимся нидерландским ботаником Ф. Микелем (F.A.W. Miquel) (Stafleu, 1966) на рисовых полях о. Кюсю (Япония) (Miquel, 1867).

Согласно протологу (Miquel, 1867), срединные листья монокарпического побега особей *T. japonica* узколинейные, до 8 мм ширины, с 7–8 отчетливыми жилками. Их пластинки резко сужены в части влагалищно-пластиночного сочленения, поэтому создается впечатление, что листья имеют “черешки”: “Folia (*culmo breviora*?) anguste linearia ...” (Miquel, 1867, с. 160, курсив наш). Верхние срединные листья с длинным узким влагалищем, их пластинка резко укороченная, более чем вдвое у́же по сравнению с пластинкой развитых срединных листьев базальной части монокарпического побега. Кроющие листья женского и мужского соцветий (называемые автором вида “брактеями” (Miquel, 1867)) кожистые, долго сохраняющиеся. Женское соцветие от 3 до 4 ¾ дюймов, редко до 5 ½ дюйма (7.5–12(13.75) см)

Рис. 2. Особенности строения листьев *Typha japonica*: а — сглаженный киль на абаксиальной стороне в нижней части листовой пластинки; б — сужение листовой пластинки в месте ее перехода в листовое влагалище (адаксиальная поверхность); в — влагалищно-пластиночное сочленение (абаксиальная поверхность) (фото О.А. Капитоновой); г, д — общий вид растений *Typha japonica*, о. Сахалин (фото А.Н. Ефремова, 22.08.2019, https://www.inaturalist.org/observations/40890835). На рисунках (а), (г) и (д) стрелки указывают на сглаженный киль.

длины, рыже-каштановое, примыкает к мужскому соцветию. Рыльца ланцетные, с обеих сторон заостренные, ширина их находится посередине между значениями ширины рылец у *T. latifolia* и *T. angustifolia*; рыльца превышают очень длинную завязь и едва выступают над волосками ги-

Рис. 3. Пыльца *Typha japonica* (фото О.А. Капитоновой).

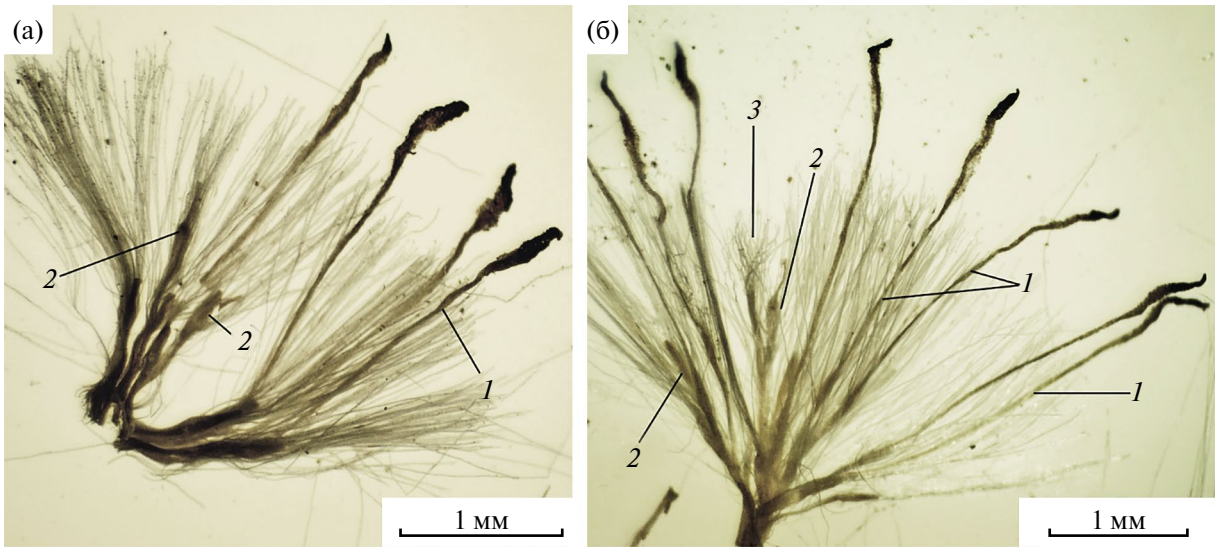

Рис. 4. Верхушки женских колосков *Typha japonica* Miq.: а, б — развитые цветки (*1*), формирующиеся карподии (*2*) и недоразвитые цветки в виде пучка волосков (*3*) (фото О.А. Капитоновой).

нофора. Мужское соцветие долго сохраняется, до 4 дюймов (10 см) длины. Сросшихся при основании тычиночных нитей обычно три.

Следует отметить, что автор описания (Miquel, 1867) указывает на ряд морфологических особенностей *T. japonica*, комбинация которых имеет диагностическое значение, а именно: значительное сужение узкой пластинки срединного листа особей рогоза японского в нижней части, порой напоминающее “черешок”; долго

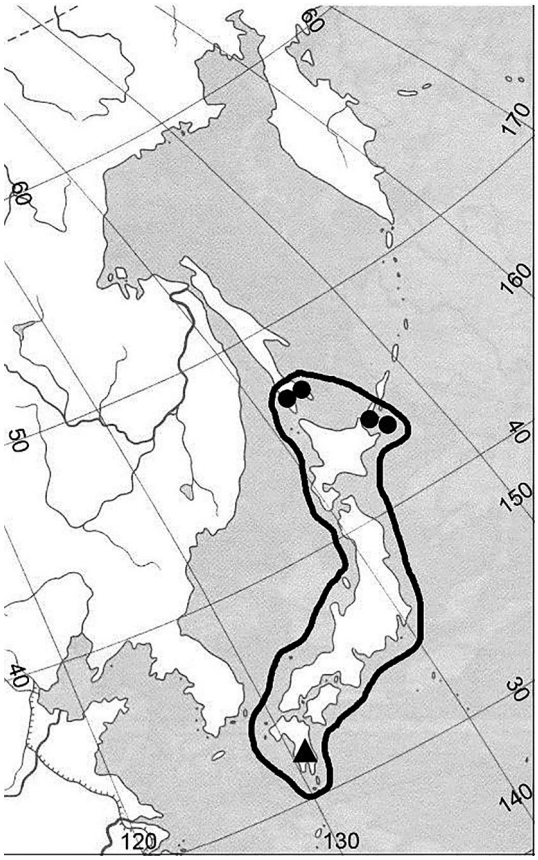

Рис. 5. Географическое распространение *T. japonica*. Сплошным контуром показан предполагаемый ареал вида; ● — места сбора использованных в работе образцов *T. japonica*; ▲ — предположительное классическое местонахождение *T. japonica*.

сохраняющиеся кожистые кроющие листья соцветий; каштаново-рыжий цвет зрелых, относительно коротких (⩽14 см) женских соцветий; ланцетные рыльца.

Анализ высококачественных изображений аутентичных образцов *T. japonica* (Mavrodiev et al., 2023) показывает, что сглаженный киль на абаксиальной стороне листовых пластинок у них хорошо заметен (L 0712839). Таким образом, приведенные выше результаты нашего морфологического анализа (табл. 1), показывают принципиальное соответствие четырех изученных образцов первоописанию рогоза японского.

Морфологически и географически *T. japonica* уникален: слабокилеватые срединные листья в комбинации с вышеперечисленными признаками и оригинальной географией, отличают *T. japonica* не только от всех остальных представителей секции Ebracteolatae (включая *T. caspica*, *T. elata* и *T. tzvelevii*), но и от всех известных на сегодняшний день лишенных прицветников видов *Typha* (включая *T. orientalis*).

Таксономический статус *T. japonica* представляет особый интерес. Типовой образец (L 0328982) и два синтипа этого вида (L 0328985, L 0712839) хранятся в бывшем Национальном Гербарии Нидерландов (L) (в настоящее время — Naturalis Biodiversity Center, Leiden, the Netherlands) (Ohba et al., 2005; Mavrodiev et al., 2023).

В “старых” обработках рода вид был включен в синонимы рогоза восточного (*T. orientalis* C.Persl.) (Kronfeld, 1889; Graebner, 1900). Между тем, Микель (Miquel, 1867), предварительно отнесший *T. japonica* к родству рогоза восточного, пишет, что не имел возможности наблюдать последний вид в природе, обсуждая при этом вероятное родство открытого им вида с рогозом широколистным. Знак вопроса, поставленный автором вида в его оригинальном издании Каталога японской флоры напротив биномиала “*Typha japonica*”: “(n. sp.?)” (Miquel, 1870, с. 96), можно понять не как выраженное им *сомнение в реальности* вида, а, скорее, как иллюстрацию сомнения в приоритете приводимого названия.

Решение монографов группы о синонимизации *T. japonica* с рогозом восточным (Kronfeld, 1889; Graebner, 1900) было поддержано в ранних изданиях “Флора Японии” (Ohwi, 1965). Это, по-видимому, и стало основной причиной того, что в последнем издании той же флоры (Kadono, 2020) *T. japonica* уже не упоминается.

Между тем, как мы уже отмечали, морфологически *T. japonica* не может быть отождествлен с *T. orientalis*, видом из секции *Engleria* (Leonova) Tzvelev (Mavrodiev, 2002). Уже Г. Галлир (H.G. Hallier) (in herb.) в начале XX в. справедливо отнес рогоз японский к родству рогоза широколистного, предложив включить его в состав последнего в ранге разновидности. Но это таксономическое решение Г. Галлира, будучи неопубликованным, по-видимому, сохранилось лишь в виде детерминанток на аутентичных коллекциях *T. japonica* (L.) (Mavrodiev et al., 2023).

Южносахалинские образцы *T. japonica* недавно были описаны в ранге вида — рогоза сахалинского (*T. sakhalinica* Krasnova & Efremov) (Краснова, Ефремов, 2022). Между тем, изученный нами изотип рогоза сахалинского (TOB 11510) морфологически полностью соответствует рогозу японскому. Следует заметить, что таксономическое решение А.Н. Красновой и А.Н. Ефремова вызывает интерес, поскольку ясно показывает морфологическое и географическое своеобразие рогоза японского.

Имеющиеся в нашем распоряжении материалы свидетельствуют в пользу того, что *T. japonica* — предположительно океанический вид. Его достоверный ареал охватывает юг РДВ в пределах Сахалинской обл. Российской Федерации (крайний юг о. Сахалин и обеих гряд Курильского

архипелага (острова Юрий и Кунашир)), а также южную Японию, где вид пока найден только на о. Кюсю (Miquel, 1867) (рис. 5). Таксономический статус образца рогоза широколистного, собранного в Маньчжурии (Китай, провинция Хэйлунцзян) (Zhou et al., 2018, номер Генбанка MG430865) и определившегося сестринской группой *T. japonica* (рис. 1), нам в настоящий момент неясен. Мы не видели ни сам проанализированный Zhou et al. (2018) гербарный образец, ни его изображения. Поэтому можно только предположить, что этот образец может оказаться как собственно рогозом японским, так и самостоятельным близким видом, первичная структура локуса *rpl32-trnL* IGS которого идентична таковой образцов *T. japonica*. Требуется дополнительное исследование, как и в случаях возможной интрогрессивной гибридизации *T. japonica* с другими видами секции Ebracteolatae, которые также могут объяснить, например, положение образца из Маньчжурии на кладограмме (рис. 1).

На вопрос, является ли *T. japonica* единственным видом секции Ebracteolatae, который встречается в Сахалинской обл. России, следует ответить отрицательно (Kapitonova et al., 2022). Из других рогозов для Сахалинской обл. был указан лишь *T. laxmannii* Lepech. (Смирнов, 2002; Баркалов, Таран, 2004).

Анализ этикеток на изученных образцах *T. japonica*, а также первоописание *T. japonica* показывает, что этот рогоз произрастает на мелководьях и берегах внутренних пресноводных водоемов, как естественных (озера), так и вторичных (обводненные придорожные канавы, рисовые чеки), формируя небольшие заросли.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Находка *T. japonica* на юге РДВ интересна не только сама по себе, но и как иллюстрация замечательного совпадения результатов географического, морфологического и молекулярного анализов рогозов секции Ebracteolatae. Различные данные (географическое распространение, морфология и первичная структура избранных локусов ДНК хлоропластов) дают однозначный вывод о том, что на крайнем Востоке России существует особый вид рогоза — рогоз японский. Эвристичный морфолого-ботанико-географический метод систематики растений (Wettstein, 1898) в его концептуализации российской ботанической школой Комарова–Юзепчука (Юзепчук, 1939, 1958) сегодня может быть естественным образом дополнен молекулярной составляющей (рис. 1). Пример рогоза японского показывает, что недооценка морфологических и географических особенностей видов *Typha*, даже при использовании молекулярно-генетических подходов, может привести к искажению представления о разнообразии рода.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарят А.Н. Ефремова (Омский государственный педагогический университет, г. Омск) за любезно переданный им в гербарий Тобольской комплексной научной станции УрО РАН изотип *Typha sakhalinica* Krasnova & Efremov, А.Г. Лапирова (Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, пос. Борок, Ярославская обл.) за полезное обсуждение материалов исследования, а также рецензентов рукописи за сделанные замечания, позволившие улучшить качество статьи.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках госзаданий Тобольской комплексной научной станции Уральского отделения РАН (№ 122011800529-3) и Института биологии внутренних вод РАН (№ 121051100099-5).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Баркалов В.Ю. 2009. Флора Курильских островов. Владивосток: Дальнаука.

Баркалов В.Ю., Таран А.А. 2004. Список сосудистых растений острова Сахалин // Растительный и животный мир острова Сахалин: Матер. междунар. Сахалинского проекта “Сахалин”. Владивосток: Дальнаука. С. 39.

Гарин Э.В. 2019. Флора деревенских копаней северо-запада Ярославской области // Биология внутр. вод. № 4(2). С. 3. https://doi.org/10.1134/S0320965219060056

Гребенюк А.В. 2012. Семейство Typhaceae Juss. // Конспект флоры Азиатской России: сосудистые растения. Новосибирск: Изд-во Сибир. отд. Российской академии наук. С. 519.

Краснова А.Н. 2011. Гидрофильный род Рогоз (*Typha* L.) (в пределах бывшего СССР). Ярославль: ООО “Принтхаус-Ярославль”.

Краснова А.Н., Ефремов А.Н. 2022. Новый вид рогоза (*Typha* L., Typhaceae) с Южного Сахалина // Тр. Ин-та биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. Вып. 98(101). С. 62.

Леонова Т.Г. 1982. Порядок Рогозовые (Typhales) // Жизнь растений. М.: Просвещение. Т. 6. С. 461.

Мавродиев Е.В. 2001. *Rohrbachia* — новый род семейства Typhaceae // Бот. журн. Т. 86. № 9. С. 120.

Мавродиев Е.В., Капитонова О.А. 2015. Таксономический состав рогозовых (Typhaceae) флоры европейской части России // Новости сист. высш. раст. Т. 46. С. 5.

Распопов И.М., Папченков В.Г., Соловьева В.В. 2011. Сравнительный анализ водной флоры России и мира // Изв. Самар. науч. центра РАН. Т. 13. № 1. С. 16.

Смирнов А.А. 2002. Распространение сосудистых растений на острове Сахалин. Южно-Сахалинск: Институт морской геологии и геофизики Сахалинского научного центра ДВО.

Тетерюк Б.Ю., Князева Е.В., Тетерюк Л.В., Панюков, А.А. 2021. Флора малых водохранилищ Европейского Северо-Востока России // Биология внутр. вод. № 1. С. 23. https://doi.org/10.31857/S0320965221010137

Федченко Б.А. 1934. Семейство Typhaceae // Флора СССР. М.: Изд-во АН СССР. Т. 1. С. 209.

Юзепчук С.В. 1939. Проблема вида в свете учения Дарвина // Советская ботаника. № 6–7. С. 12.

Юзепчук С.В. 1958. Комаровская концепция вида, ее историческое развитие и отражение во “Флоре СССР” // Проблема вида в ботанике. М.: Изд-во АН СССР. Т. 1. С. 130.

Bernhardt K.-G., Gregor T. 2019. Vielfalt aus aller Welt — neophytische *Typha*-Arten in Mitteleuropa // Kochia. № 12. P. 99.

Casper S.J., Krausch H.D. 1980. Sußwasserflora von Mitteleuropa. Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1. Lycopodiaceae bis Orchidaceae. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag.

Ciotir C., Szabo J., Freeland J. 2017. Genetic characterization of cattail species and hybrids (*Typha* spp.) in Europe // Aquat. Bot. V. 141. P. 51.

Cook C.D.K. 1980. Typha L. // Flora Europaea. V. 5: Alisamataceae to Orchida. P. 275.

Graebner P. 1900. Typhaceae u. Sparganiaceae // Das Pflanzenreich. IV, 8 (Heft 2). Leipzig: Engelmann.

Kapitonova O.A., Muldashev A.A., Platunova G.R., Mavrodiev E.V. 2022. *Typha lepechinii* Mavrodiev et Kapit. sP. noV. (Typhaceae Juss.) – A new endangered endemic cattail in the outmost East of European Russia // Taxonomy. V. 2. № 2. P. 180. https://doi.org/10.3390/taxonomy2020014

Kadono Y. 2020. Typhaceae // Flora of Japan. V. IVa. Angiospermae. Monocotyledoneae. Tokyo: Kodansha LTD. P. 1.

Kim C., Choi H.-K. 2011. Molecular systematics and character evolution of *Typha* (Typhaceae) inferred from nuclear and plastid DNA sequence data // Taxon. V. 60. № 5. P. 1417. https://doi.org/10.1002/tax.605017

Kim C., Shin H., Choi H.-K. 2003. A phenetic analysis of *Typha* in Korea and far east Russia // Aquat. Bot. V. 75. P. 33.

Kronfeld M. 1889. Monographie der Gattung *Typha* Tourn. // Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien. Bd 39. P. 89.

Kun S., Simpson D.A. 2010. Typhaceae // Flora of China. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press. V. 23. P. 158.

Mavrodiev E.V. 2002. Two new species of *Typha* L. (Typhaceae Juss.) from Far East of Russia and from Mongolia // Feddes Repertorium. V. 113. № 3–4. P. 281.

Mavrodiev E.V., Williams D.M., Ebach M.C. 2019. On the typology of relations // Evolutionary Biol. V. 46. P. 71.

Mavrodiev E.V., Kapitonova O.A., Belyakov E.A. 2023. First records of the forgotten cattail *Typha japonica* Miq. (Angiospermae, Typhaceae) on Sakhalin and Kuril Islands // Specimen. № 6. https://doi.org/10.56222/28166531.2023.6

Miquel F.A.W. 1867. Annales Musei Botanici Lugduno-Batavi. V. 3. Amsterdam: C.G. van der Post.

Miquel F.A.W. 1870. Catalogus musei botanici Lugduno-Batavi: Flora Japonica. Pars prima. V. 1. Leiden: Martinus Nijhoff.

Ohba H., Akiyama S., Thijsse G. 2005. Miquel’s new taxa of the vascular plants described from Japan in Prolusio Florae Japonicae and some other works // Bulletin the University Museum, the University of Tokyo. V. 41. P. 31.

Ohwi J. 1965. Flora of Japan. Washington: Smithsonian Institution.

Rohrbach P. 1869. Über die europäischen Arten der Gattung *Typha* // Verhandlungen des botanischen Vereins für die Provinz Brandenburg und die angrenzenden Länder. Berlin: Kommissions-Verlag von Rudolph Gaertner. V. 11. P. 67.

Shaw J., Lickey E.B., Schilling E.E., Small R.L. 2007. Comparison of whole chloroplast genome sequences to choose noncoding regions for phylogenetic studies in angiosperms: the tortoise and the hare III // Amer. J. Botany. V. 94. P. 275.

Smith S.G. 1967. Experimental and natural hybrids in North American *Typha* (Typhaceae) // Amer. Midl. Naturalist. V. 78. № 2. P. 257.

Stafleu F.A. 1966. F.A.W. Miquel, Netherlands Botanist // Wentia. V. 16. P. 1. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1966.tb00026.x

Volkova P.A., Bobrov A.A. 2022. Easier than it looks: Notes on the taxonomy of *Typha* L. (Typhaceae) in East Europe // Aquat. Bot. V. 176. P. 103453. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103453

Zhou B., Tu T., Kong F. et al. 2018. Revised phylogeny and historical biogeography of the cosmopolitan aquatic plant genus *Typha* (Typhaceae) // Sci. ReP. V. 8. № 1. P. 8813. https://doi.org/10.1038/s41598-018-27279-3

Zhou B., Yu D., Ding Z., Xu X. 2016. Comparison of genetic diversity in four *Typha* species (Poales, Typhaceae) from China // Hydrobiologia. V. 770. P. 117. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2574-9

Wettstein R.V. 1898. Grundzüge der geographisch-morphologischen Methode der Pflanzensystematik. Jena: Verlag von Gustav Fischer.

Taxonomic Status of the Far Eastern Cattail *Typha japonica* (*T.* sect. Ebracteolatae) in the Context of Its First Record in Russia

O. A. Kapitonova[1, 2, *], E. A. Belyakov[2], E. V. Mavrodiev[3,]**

[1]*Tobolsk Complex Scientific Station of Ural Branch Russian Academy of Sciences, Tobolsk, Tyumen Region, Russia*
[1]*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, Russia*
[3]*Florida Museum of Natural History, University of Florida, Gainesville, Florida, USA*
[*]*e-mail: kapoa.tkns@gmail.com*
***e-mail: evgeny@ufl.edu*

Japanese cattail (*Typha japonica* Miq., section Ebracteolatae) has been restored to its valid taxonomic status and listed as one of the floras of the outmost southern Sakhalin and Kuril Islands for the first time. These are the first records of *T. japonica* in Russia. With the unique geography and current molecular data (*rpl32*-trnL intergenic spacer), the latter cattail's combination of morphological characters clearly distinguishes it from all other species of sect. Ebracteolatae (including *T. caspica*, *T. elata*, and *T. tzvelevii*), and also from all currently known bract-less species of *Typha*, including the Eastern cattail (*T. orientalis* C.Presl.), with which *T. japonica* was arbitrarily synonymized previously.

Keywords: aquatic plants, cattails, Russian Far East, cpDNA, *rpl32-trnL* intergenic spacer

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 243–255

ЗООПЛАНКТОН, ЗООБЕНТОС, ЗООПЕРИФИТОН

УДК 574.58

ОБИЛИЕ ЗООБЕНТОСА НА ПРИБРЕЖНОМ СКЛОНЕ У СКАЛИСТЫХ БЕРЕГОВ о. ВАЛААМ (ЛАДОЖСКОЕ ОЗЕРО)

© 2024 г. Ю. А. Зуев[a, b, *], Н. В. Зуева[b]

[a]*Санкт-Петербургский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Санкт-Петербург, Россия*

[b]*Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия*

[*]*e-mail: yzuyev@ya.ru*

Поступила в редакцию 30.01.2023 г.
После доработки 24.04.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Бентосные сообщества подводных склонов различных участков Валаамского архипелага в Ладожском озере исследовали на глубине 1–25 м на литорали, в сублиторали и профундали. Выбраны три разнотипных района по характеру береговой линии и рельефу. Для сбора зообентоса применяли поршневой пробоотборник, позволяющий отбирать пробы на всех типах грунтов в прибрежье. Наибольшее влияние на количественные характеристики сообществ в изученных районах оказывал диапазон глубин. Волнение влияло только на численность зообентоса в пределах верхних десяти метров. Большее влияние на численность и биомассу бентоса в диапазоне 1–10 м оказывала открытость бухты, предположительно учитывающая влияние отраженных волн. В закрытой бухте наибольшие численность и биомасса зообентоса отмечены в литорали. В полузакрытой бухте и на открытом побережье максимальное обилие зообентоса смещается в сублитораль (глубина >8 м), где влияние волнения меньше. Характеристики субстрата достоверно влияли только на таксономический состав зообентоса. Полученные данные о преимущественной связи обилия зообентоса озера с формой побережья и изменением глубины могут быть использованы для широкого спектра задач по анализу воздействия на зообентос прибрежного свала, а также оценки запасов промысловых ресурсов и их кормовой базы.

Ключевые слова: волнение, грунт, зообентос, литораль, подводный склон, профундаль, сублитораль, чужеродные виды

DOI: 10.31857/S0320965224020034 **EDN:** xtusbi

ВВЕДЕНИЕ

Видовое разнообразие зообентоса на прибрежных мелководьях озер наибольшее. В крупных озерах на литорали может присутствовать 85% всего видового состава донных беспозвоночных (Стальмакова, 1968; Vadeboncoeur, McIntyre, 2011). Здесь происходит формирование значительной части биоразнообразия и обилия зообентоса озера (White, Irvine, 2003; Tolonen, 2004; Vadeboncoeur, McIntyre, 2011).

Бентосные сообщества литорали озер часто исследуют на глубину “заброда” – ~1 м (Koszałka, 2012). Такие данные важны для описания разнообразия гидробионтов озера. Однако они не дают полного представления о границах распространения беспозвоночных, их количественных характеристиках и особенностях распределения на подводном склоне (Распопов и др., 1990, 1998; Schindler, Scheurell, 2002; Schmieder, 2004). Характеристики зообентоса литорали крайне важны для понимания движения потоков органических веществ, оценки кормовой базы рыб-бентофагов и в целом моделирования экосистемы озера. Понимание пространственных изменений донных сообществ на всю глубину подводного склона в различных условиях позволят значительно лучше представить процессы, происходящие в крупных озерах.

Большинство исследований литорали Ладожского озера ограничивалось зообентосом пологой части подводного свала с мягкими грунтами, где использовали дночерпатели, или верхним метром литорали, где исследователь может работать, стоя в воде (Барбашова, Слепухина, 2002; Барков, 2006; Barbasheva et al., 2021 и др.). Однако литораль озера простирается до ~8 м (Распопов, 1998). Подводные склоны северной части озера уходят на глубину несколько десятков метров (Бабин и др., 2013) и включают зоны сублиторали

(8–16 м) и профундали (>16 м). Сообщества сублиторали и профундали будут значительно отличаться от расположенных в открытой части озера, поскольку находятся под значительным влиянием литорали.

Для исследования поверхности грунта на подводном продолжении скалистых берегов озера нет простых методов (Naumenko et al., 2022). Из-за значительной гетерогенности пространства и ограниченности методов исследования подводная часть прибрежного склона (литораль, сублитораль и часть профундали) Ладожского озера мало изучена.

Цель работы — проанализировать изменение таксономического состава и количественных характеристик бентоса на прибрежном склоне Ладожского озера у о. Валаам.

Как для экосистемного моделирования, исследований с использованием удаленных методов (подводных фото-, видеосистем), так и для прагматических рыбохозяйственных оценок обилие донных сообществ прибрежных мелководных зон будет иметь одинаково большое значение. Полученные данные дадут представление об обильном и разнообразном зообентосе Ладожского озера на прибрежном свале. Появится основание для ориентировочной оценки обилия беспозвоночных на склонах без выполнения всего трудоемкого и дорогостоящего комплекса исследований и для крупномасштабного моделирования процессов, происходящих в бентали озера.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Характеристика исследуемого участка. В июле 2017 г. и июле 2018 г. исследовали участки побережья Валаамского архипелага, расположенного в северной части Ладожского озера. Урез воды у островов сложен твердыми грунтами: скалами и валунами (рис. 1) и только на закрытых участках встречаются песчаные пляжи и заросли макрофитов.

В заливе Крестовый исследовали полузакрытую бухту с глубинами до 10 м и открытое побережье до глубин 25 м (рис. 1). Также исследована Малая Никоновская бухта — глубокая (до 27 м) закрытая часть акватории Малого Никоновского залива. Сетку станций составляли с учетом изменения рельефа и грунтов (Доп. материалы рис. S2), подробное описание дано в (Зуев, 2023). Исследованный диапазон глубин прибрежного свала разделялся на лимнические зоны: литораль (0.9–8 м), сублитораль (8–16 м) и верхняя часть профундали (16–25 м).

Акватории существенно различались по степени воздействия волнения. Влияние волнения оце-

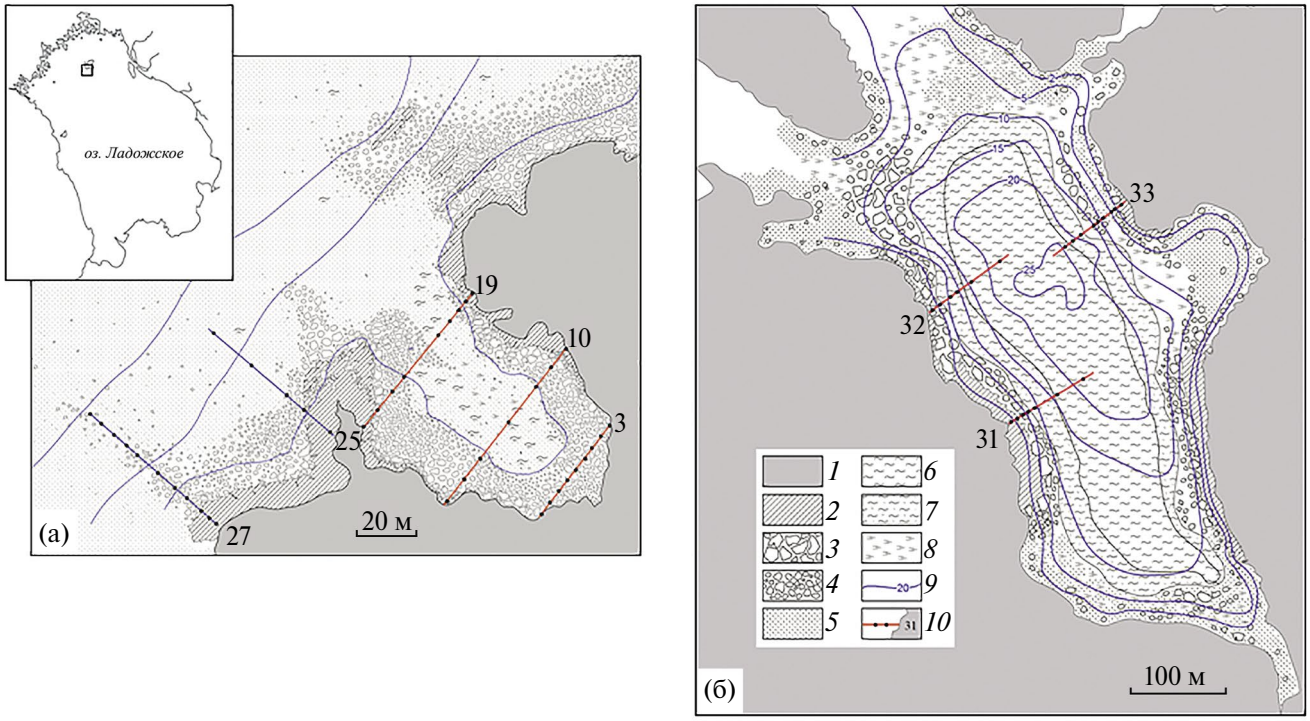

Рис. 1. Схема рельефа и грунтов Малой Никоновской бухты (а), залива Крестовый (б) и расположение разрезов. *1* – суша, *2* – скала, *3* – обломки скал, *4* – валуны, *5* – песок, *6* – ил, *7* – песчаный ил, *8* – растительный детрит, *9* – изобаты, *10* – разрез со станциями и номерами разрезов.

нивали на каждой станции по картографическим материалам. Для этого измеряли угол, с которого волна может заходить на исследуемую акваторию.

Стратегия отбора проб. Использовали метод трансект Голикова–Скарлато (Голиков, Скарлато, 1965), адаптированный под условия Ладожского озера и воспроизведенный в других исследованиях (Дудакова, 2016). Зообентос собирали с помощью поршневого пробоотборника (Зуев, Зуева, 2013) в двух повторностях на каждой станции (Доп. материалы рис. S1). Полевые исследования сопровождали подводной фото- и видеофиксацией. Фотосъемку проводили камерой Ricon Caplio в боксе с внешними вспышками Sea& Sea YS-90. Видео снимали на камеры GoPro 3+ и 5 Black edition. В качестве подсветки использовали видеосвет GreenForse и iTorch до 7000 люменов. Постоянное наличие в кадре размеченного троса позволяло уточнить описания дна и оценить присутствие на разных глубинах подвижных ракообразных — мизид и крупных амфипод.

Отобранные пробы промывали через газ с диаметром ячеи 0.4 мм и фиксировали формалином до конечной концентрации в пробе 4%. Беспозвоночных определяли до максимально возможного таксономического ранга (Кутикова, Старобогатов, 1977; Цалолихин и др., 2016 и др.). Для идентификации олигохет и личинок комаров-хирономид готовили глицериновые препараты (Чекановская, 1962; Панкратова, 1977; Семерной, 2004; Timm, 2009). Экземпляры, определенные до более высокого таксономического ранга (род, семейство, класс), также использовали для статистического анализа (Cranston, 1990).

Анализ данных. Тепловая карта и тренды изменения обилия с глубиной построены при помощи пакета ggplot2 в среде RStudio (Wickham, 2016). Иерархическую кластеризацию выполняли с помощью функции hclust (Müllner, 2013). Для трансформации матрицы численности и биомассы для тепловой карты и MDS (многомерное шкалирование) использовали корень четвертой степени (Clarke, Warwick, 2001). При построении учитывали виды, встреченные более чем на одной станции и достигавшие >1% обилия на станции.

Для выявления влияния факторов на количественные характеристики зообентоса в качестве альтернативы ANOVA применяли ранговый аналог дисперсионного анализа — метод Краскела–Уоллиса. Внутригрупповые различия численности и биомассы анализировали парным критерием Вилкоксона. При исследовании различия в сообществах в зависимости от факторов использовали PERMANOVA. Вклад отдельных видов в различие оценивали с помощью процедуры SIMPER. Процедуры реализовывали в статистических пакетах Primer v.6 и Past v.4.08 (Clarke, 1993; Hammer et al., 2001).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Средняя численность и биомасса бентоса на прибрежном склоне трех заливов до глубины 25 м достигали 3190 ± 468 экз./м^2 и 5.21 ± 0.79 г/м^2, соответственно (табл. 1). Наибольшей численностью характеризовалась сублитораль полузакрытой бухты, наибольшей биомассой — литораль закрытой бухты. Станции сублиторали и профундали характеризовались сравнительно низким обилием зообентоса (табл. 1). Выявлено 30 таксонов олигохет, 48 – хирономид, 24 – ручейников, 27 – двустворчатых и брюхоногих моллюсков, 8 – ракообразных. В числе прочих отмечены личинки поденок, веснянок, мокрецов, двукрылых, гидры, водные клещи и пиявки. Всего идентифицировано 159 таксонов.

Таблица 1. Численность (над чертой) и биомасса (под чертой) зообентоса различных участков побережья о. Валаам Ладожского озера

Участок	Мал. Никоновская бухта	Бухта зал. Крестовый	Побережье зал. Крестовый
Тип побережья	Закрытый	Полузакрытый	Открытый
Литораль, 1–8 м	4586 ± 1087 / 10.98 ± 2.91	4542 ± 997 / 5.09 ± 1.03	1639 ± 629 / 2.66 ± 1.40
Сублитораль, 8.1–16 м	1405 ± 152 / 2.29 ± 0.61	5287 ± 3311* / 8.19 ± 4.11*	1623 ± 708 / 4.32 ± 3.42
Профундаль, 16.1–25 м	349 ± 230 / 0.45 ± 0.35	1784 ± 477** / 2.73 ± 1.53**	1095 ± 273 / 3.31 ± 1.30
Среднее	2756 ± 677 / 6.22 ± 1.76	4550 ± 900 / 5.46 ± 0.99	1463 ± 306 / 3.31 ± 1.30
Общее среднее	3190 ± 468 / 5.21 ± 0.79		

*Сублитораль с учетом открытой части.

**Профундаль на разрезе 19 общая с открытой частью (Доп. мат. рис. S2).

На основании тепловой карты выделены две группы литоральных станций (Доп. материалы рис. S2) в условиях полузакрытой и закрытой бухт. Эти станции характеризуются высокими значениями численности и биомассы бентоса (табл. 1). Среди таксонов выделяется ядро — группа таксонов, образующих наиболее высокие численность и биомассу на литорали. Это олигохеты *Lamprodrilus isoporus, Spirosperma ferox*; брюхоногие моллюски Valvatidae sp.; гидры *Hydra* indet.; ракообразные *Asellus aquaticus, Gmelinoides fasciatus, Pallaseopsis quadrispinosa*; личинки комаров-хирономид *Ablabesmyia* gr. *lentiginosa, Tanytarsus* gr. *gregarious, Stempellina bausei, Orthocladius saxicola, Pentapedilum exectum*, Orthocladinae sp. и личинки ручейников *Agraylea multipunctata*. В биомассу существенный вклад также вносят личинки ручейника *Polycentropus flavomaculatus*. Всего в анализе рассмотрено 92 таксона.

В третью группу (Доп. материалы рис. S2) входят станции, расположенные в сублиторали и профундали, а также на литорали открытого побережья. Выделяются подгруппы, находящиеся в одном районе и характеризующиеся сходными условиями. Кластеризация, проведенная на основании матрицы биомассы, лучше структурирована по лимническим зонам (Доп. материалы рис. S2). Достоверных различий между этими подгруппами не обнаружено.

Изменение таксономического состава и обилия макрозообентоса с глубиной. С глубиной происходит быстрое снижение количества таксонов. На станциях, расположенных в верхних 4 м прибрежного склона, количество таксонов (за единичным исключением) превышает 10 и достигает 15–30 таксонов. На станциях глубже 20 м количество таксонов всегда <8.

Достоверные различия для численности и биомассы зообентоса показаны для различных диапазонов глубин и подтверждены попарным тестом Вилкоксона между диапазонами глубин в литорали (0.9–4, 4–8 м) и сублиторали (8–12 м) и нижним диапазоном глубин профундали (19–25 м) (табл. 2). PERMANOVA также показывает достоверные различия между зообентосом в этих диапазонах глубин по численности и биомассе (табл. 2). Наибольший вклад в различие (>10%: Simper) по численности вносят ракообразные *Gmelinoides fasciatus* и *Pallaseopsis quadrispinosa*. По биомассе наибольший вклад также вносит *Gmelinoides fasciatus*, а на мелководных станциях литорали (0.9–4 м) личинки комаров *Ablabesmyia* gr. *lentiginosa*. Обилие и состав бентоса в лимнических зонах различается между литоралью и профундалью (Краскел–Уоллис и PERMANOVA: табл. 2). Наибольший вклад в различия по численности и биомассе вносят ракообразные.

Различия между заливами. Численность зообентоса достоверно различается для заливов (табл. 2). Показаны отличия бухты Крестового залива от бухты Малой Никоновской и открытого побережья, различия между Малой Никоновской бухтой и открытым побережьем не выявлены. По биомассе разница для акваторий недостоверна. По составу сообществ (PERMANOVA), по матрицам численности и биомассы зообентос различается для всех акваторий (табл. 2).

Влияние грунта. Критерий Краскела–Уоллиса показал достоверные различия между значениями численности и биомассы зообентоса на различных грунтах, за счет достоверных различий только по численности и только для сообществ на валунах и илу (табл. 2). Для биомассы попарный тест не выявил достоверных различий между любыми грунтами (табл. 2). При этом PERMANOVA показывает достоверные различия в сообществах по матрицам численности и биомассы почти для всех грунтов.

Влияние волнения. Наибольшее влияние волнение оказывает на обилие донных сообществ в диапазоне 10 м (0.9–10 м) (табл. 2). Численность бентоса на самых открытых для волнения (90–180º) станциях в этом диапазоне глубин достоверно ниже, чем на остальных. Для биомассы отличия находятся на грани достоверности. По составу сообщества (по матрице численности) станции открытого побережья достоверно отличаются от таковых закрытых и полузакрытых побережий, по биомассе отличия не зарегистрированы (табл. 2). По численности и по биомассе >10% различий между группами станций приходятся на *Gmelinoides fasciatus* и от 7 до 10% — на личинок хирономид *Ablabesmyia* sp. и *Stempellina* sp.

Для диапазона глубины 0.9–10 м достоверные различия по значениям численности и биомассы показывают различные участки (табл. 2). По численности открытое побережье достоверно отличается от других акваторий, по биомассе — только открытое побережье от закрытой бухты.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Изменения таксономического состава с увеличением глубины. Быстрое снижение количества таксонов с увеличением глубины происходит в первую очередь за счет амфибиотических насекомых. Подобные тенденции описаны в ряде специальных исследований (Кондратьева и др., 2014; Зуев и др., 2021; Лапука, 2021), однако они следуют из общего снижения обилия с глубиной. Основываясь на полученных нами данных, можно сделать выводы за счет каких групп происходит это снижение. Первыми с глубин ⩾4 м исчезают личинки ручейников, поденок, веснянок и личинки хирономид родов *Ablabesmyia*,

Eukiefferiella, *Pentapedilum*, *Stempellina*. Обилие брюхоногих и двустворчатых моллюсков снижается на протяжении верхних 16 м. Как и для других озер (Семерной, 2004; Крылова, 2013; Попченко В.И., Попченко Т.В., 2013), среди олигохет наблюдаются различия в распределении семейств с глубиной, а также в зависимости от типа грунта. Черви семейств Tubificidae и Lumbriculidae могут образовывать скопления на различных глубинах. У представителей сем. Naididae, встречающихся также достаточно широко, наиболее обильные роды *Nais* и *Stylaria* образуют массовые скопления в верхней части прибрежного склона (до 4 м). Олигохеты *Lamprodrilus isoporus* и *Spirosperma ferox* формируют значительную долю численности и биомассы на прибрежном склоне.

Ракообразные — наиболее обильный компонент прибрежного склона. Каждый вид имеет свои особенности распределения по глубине (Kravtsova et al., 2009; O'Malley et al., 2018; Барышев и др., 2021; Зуев, 2023). Только байкальский вселенец *Gmelinoides fasciatus* распространился в Ладожском озере на несколько бóльшие глубины, чем на байкальской литорали (Механикова, 2017). В закрытых бухтах на глубинах ⩽4 м и в полузакрытых на глубинах ⩽9 м он достигает значительной доли по численности и биомассе (Berezina et al., 2009). Другой байкальский вселенец *Microropus possolskii,* получивший широкое распространение в литорали северо-восточной части о. Валаам (Зуев, неопубликованные данные), на исследованных акваториях не был отмечен. Вне зависимости от открытости побережья, на глубинах ⩽6 м высокий вклад в обилие также вносит аборигенная изопода *Asellus aquaticus*. Наибольшим обилием среди амфипод глубже 4.5 м, как и для открытой части озера, характеризуется *Pallaseopsis quadrispinosa* (Стальмакова, 1968; Суслопарова и др., 2011). Вид распространен во всем диапазоне литорали, сублиторали и профундали до максимальных исследованных глубин (25 м). Другой реликтовый вид *Monoporeia affinis* единично отмечали на глубинах с 4.5 м, ниже 15 м его встречали регулярно.

Что влияет на зообентос прибрежного склона? Субстрат часто оказывает существенное влияние на состав и обилие донных сообществ в водоемах (Barton, Griffiths, 1984; Barton, 1988; Kravtsova et al., 2004; Namayandeh, Quinlan, 2011). Согласно стратегии отбора проб, каждую пробу зообентоса отбирали не случайно, а по плану в полосе определенного грунта. При таком подходе влияние грунта на сообщества должно было быть наибольшим, однако найти связь численности и биомассы бентосных организмов на прибрежном склоне с типом грунта не удалось (табл. 2).

Достоверное различие по численности между обитателями валунов и ила закономерно связано с расположением грунтов: валуны — самый распространенный грунт на литорали, ил встречается только в очень бедной части профундали. Безусловно, отдельные виды и даже сообщества различаются на разных грунтах (PERMANOVA, табл. 2), однако различия в количественных характеристиках будут, в первую очередь, связаны с диапазоном глубин. В значительной степени разница определяется наличием на твердых грунтах литорали и сублиторали обильных видов: амфипод *Gmelinoides* и личинок насекомых (табл. 2). Вне литорали и сублиторали твердые грунты встречаются довольно редко. Однако на этих станциях также значительно снижается обилие всех литоральных групп, поэтому наибольшее влияние оказывает комплекс факторов, связанный с диапазоном глубин.

Во всех исследованных районах ниже 16 м продолжается снижение количественных характеристик. Таксономический состав, численность и биомасса зообентоса приближаются к значениям, характерным для открытой части озера (рис. 2). Снижение обилия с глубиной характерно для любых водоемов и отмечается для масштабных исследований, включающих всю бентическую систему озера целиком (Стальмакова, 1968; Лаврентьева и др., 2009; Суслопарова и др., 2011, 2014; Burlakova et al., 2018). Для некоторых типов грунта характерны виды, предпочитающие именно их. Но в целом, для таксономического состава и, тем более, для обилия бентоса на прибрежном склоне комплекс факторов, изменяющийся с глубиной, имеет бóльшее значение.

Gmelinoides fasciatus — наиболее обильный литоральный вид. За счет большого количества молоди этой амфиподы формируются сообщества литорали закрытых от волнения участков, которые достоверно отличаются от всех прочих (рис. 2, табл. 2). В формировании сообщества литорали также участвуют и другие виды беспозвоночных (личинки хирономид и ручейников), однако вклад последних редко превышает 10%. Напротив, виды, признанные обитателями профундальной зоны: *Lamprodrilus isoporus*, *Pallaseopsis quadrispinosa*, *Monoporeia affinis* и др. (Стальмакова, 1968; Суслопарова и др., 2011, 2014; Курашов и др., 2018), оказались вполне обычными на средних и нижних горизонтах литоральной зоны.

Не только в богатых литоральных биоценозах, но и ниже по склону большой вклад в обилие вносят ракообразные. Однако на сравнительно бедных и занимающих большую площадь озера пространствах профундали, вклад амфипод и мизид *Mysis relicta* может иметь особенное значение. С глубины 15 м и ниже, на всех исследованных участках дополнительную биомассу бентоса создают *M. relicta* и отдельные крупные экземпляры

Таблица 2. Результаты теста Краскела–Уоллиса и парного теста Вилкоксона с коррекцией Бонферрони на достоверность отличий для численности и биомассы зообентоса в различных условиях

Фактор	Тест Краскела–Уоллиса		Тест Вилкоксона		PERMANOVA				Simper				
	$\chi^2(df)$	*p*-value	pairs	*p*-value	*F*	*p*-value	pair	*p*-value	value	Вклад в различие			
										Таxa 1	%	Таxa 2	%
Численность, экз./м²													
Диапазон глубин	26.33 (5)	<0.001***	1–4 ≠ 19–25	0.005**	2.27	0.0001	1–4 ≠ 19–25	0.0041	96.9	*Gmel*	14.5	*Ablab*	11.1
			4–8 ≠ 12–16	0.012*			4–8 ≠ 12–16	0.0011	83.8	*Palla*	9.1	*Gmel*	8.5
			4–8 ≠ 19–25	<0.001***			4–8 ≠ 19-25	0.0001	96.7	*Palla*	10.6	*Gmel*	9.0
			8–12 ≠ 19–25	0.032*			8–12 ≠ 19–25	0.0046	95.9	*Gmel*	13.6	*Palla*	13.3
Аквато-рии	14.43 (2)	<0.001***	Kr ≠ Mn	0.002**	4.30	0.0001	Kr ≠ Mn	0.0001	88.5	*Gmel*	14.5	*Ablab*	10.4
			Kr ≠ Oc	0.010**			Kr ≠ Oc	0.0001	88.1	*Ablab*	11.5	*Gmel*	9.6
			Oc ≠ Mn	n.s.			Oc ≠ Mn	0.0002	87.6	*Gmel*	13.6	*Palla*	9.5
Грунты	18.85 (5)	0.002**	скалы ≠ галька	n.s.	2.04	0.0001	скалы ≠ галька	0.0110	85.3	*Gmel*	13.9	*Ablab*	11.5
			скалы ≠ песок	n.s.			скалы ≠ песок	0.0270	83.4	*Gmel*	19.9	*Palla*	9.3
			скалы ≠ ил	n.s.			скалы ≠ ил	0.0110	92.8	*Gmel*	13.0	*Palla*	6.3
			валуны ≠ песок	n.s.			валуны ≠ песок	0.0002	85.2	*Gmel*	15.5	*Palla*	8.3
			валуны ≠ ил	0.009**			валуны ≠ ил	0.0006	94.1	*Ablab*	9.4	*Palla*	6.1
			галька ≠ песок	n.s.			галька ≠ песок	0.0001	83.6	*Gmel*	17.3	*Ablab*	8.9
			галька ≠ ил	n.s.			галька ≠ ил	0.0003	93.5	*Ablab*	16.2	*Palla*	8.7
			песок ≠ ил	n.s.			песок ≠ ил	0.0002	91.5	*Gmel*	18.8	*Palla*	12.3
Зоны	20.17 (2)	<0.001***	литораль ≠ профун	0.007**	2.73	0.0001	литораль ≠ профун	0.0001	92.9	*Gmel*	11.0	*Ablab*	8.7
			литораль ≠ сублит	n.s.			литораль ≠ сублит	0.0003	85.2	*Gmel*	13.5	*Ablab*	7.8
			сублит ≠ профун	n.s.			сублит ≠ профун	n.s.	86.5	*Palla*	12.9	*Gmel*	8.5
Численность, экз./м² для глубин <10 м													
Влияние волнения	9.15 (2)	0.010*	<45° ≠ 90–180°	0.024*	1.70	0.0011	<45° ≠ 90–180°	0.0043	88.2	*Gmel*	12.6	*Ablab*	7.9
			45–90° ≠ 90–180°	0.036*			45–90° ≠ 90–180°	0.0055	87.2	*Gmel*	10.4	*Stemp*	7.7
Аквато-рии	7.94 (2)	0.019*	Kr ≠ Mn	n.s.	3.88	0.0011	Kr ≠ Mn	0.0001	84.3	*Gmel*	15.4	*Ablab*	7.1
			Kr ≠ Oc	0.026*			Kr ≠ Oc	0.0017	86.1	*Ablab*	9.2	*Gmel*	8.3
			Oc ≠ Mn	0.042*			Oc ≠ Mn	0.0001	88.8	*Gmel*	19.5	*Palla*	7.3
Биомасса, г/м²													
Диапазон глубин	17.43 (5)	0.004**	1–4 ≠ 19–25	0.040*	1.96	0.0001	1–4 ≠ 19–25	0.0101	97.1	*Ablab*	16.8	Valva	6.4
			4–8 ≠ 12–16	0.050.			4–8 ≠ 12–16	0.0043	86.6	*Gmel*	14.2	*Asell*	7.9
			4–8 ≠ 19–25	0.002**			4–8 ≠ 19–25	0.0110	96.5	*Gmel*	16.3	*Asell*	10.8
			8–12 ≠ 19–25	0.042*			8–12 ≠ 19–25	0.0549.	95.2	*Gmel*	18.8	*Palla*	17.3

Таблица 2. Окончание

Фактор	Тест Краскела–Уоллиса		Тест Вилкоксона		PERMANOVA				Simper				
	$\chi^2(df)$	*p*-value	pairs	*p*-value	*F*	*p*-value	pair	*p*-value	value	Вклад в различие			
										Taxa 1	%	Taxa 2	%
Аквато-рии	3.56 (2)	n.s.	–	–	2.99	0.0001	Kr ≠ Mn	0.0001	92.4	Gmel	15.3	Ablab	11.8
							Kr ≠ Oc	0.0005	89.3	*Gmel*	15.8	*Palla*	12.1
							Oc ≠ Mn	0.0004	91.8	*Palla*	11.4	*Bathy*	9.6
Грунты	12.88 (5)	0.045*	–	n.s.	2.07	0.0001	rock≠pebbles	n.s.	90.0	*Ablab*	15.7	*Palla*	12.6
							скалы ≠ песок	0.0067	89.5	*Gmel*	24.0	*Palla*	11.6
							скалы ≠ ил	0.0176	94.5	*Ablab*	10.5	*Lampr*	8.7
							скалы ≠ валуны	0.0315	90.2	*Ablab*	12.6	*Asell*	7.5
							валуны ≠ песок	0.0001	89.9	*Gmel*	22.9	*Palla*	10.7
							валуны ≠ ил	0.0007	94.8	*Polyc*	10.1	Valva	8.9
							галька ≠ песок	0.0093	87.1	*Gmel*	27.5	*Palla*	15.9
							галька ≠ ил	0.0009	94.4	*Palla*	16.6	*Ablab*	13.5
							песок ≠ ил	0.0016	92.2	*Gmel*	28.2	*Palla*	15.9
							галька ≠ валуны	n.s.	85.9	*Bathy*	14.7	*Palla*	12.8
Зоны	9.95 (2)	0.007**	литораль ≠ про-фунд	0.006**	2.41	0.0001	литораль ≠ профун	0.0002	94.7	*Ablab*	11.0	*Palla*	10.7
			литораль ≠ сублит	n.s.			литораль ≠ сублит	0.0004	89.5	*Gmel*	10.4	*Palla*	10.1
			сублит ≠ профун	n.s.			сублит ≠ профун	n.s.	88.6	*Palla*	16.0	*Bathy*	12.3
Биомасса, г/м^2 для глубин <10 м													
Влияние волнения	5.89 (2)	0.053.	<45° ≠ 90–180°	0.058.	1.07	n.s.	<45° ≠ 90–180°	n.s.	90.5	*Gmel*	11.4	*Ablab*	10.1
			45–90° ≠ 90–180°	n.s.			45–90° ≠ 90–180°	n.s.	88.4	*Gmel*	15.0	*Palla*	9.3
			<45° ≠ 45–90°	n.s.			<45° ≠ 45–90°	n.s.	85.3	*Gmel*	16.3	*Palla*	7.7
Аквато-рии	6.63 (2)	0.036*	Kr ≠ Mn	n.s.	2.27	0.0001	Kr ≠ Mn	0.0014	89.7	*Gmel*	14.8	*Ablab*	12.7
			Kr ≠ Oc	n.s.			Kr ≠ Oc	n.s.	87.8	*Gmel*	15.0	*Palla*	9.4
			Oc ≠ Mn	0.043*			Oc ≠ Mn	0.0008	92.8	*Ablab*	9.4	*Limne*	8.1

Примечание. χ^2 – значение статистики Краскела–Уоллиса; df — степени свободы. Уровень значимости: ***P-value <0.001; **P-value <0.01; *P-value <0.05. P-value ~0.05; n.s. — незначим. Диапазоны глубин: 1–4 м; 4–8 м; 8–12 м; 12–16 м; 16–19 м; 19–25 м. Заливы: Kr — бухта залива Крестовый; Mn — Малой Никоновской бухты; Oc — открытое побережье залива Крестовый. Грунты: скалы; валуны; галька; песок; песок с валунами; ил. Лимнические зоны: литораль — 1.0–8.0 м; сублитораль (сублит) – 8.1–16.0 м; профундаль (профун) – 16.1–25.0 м. Влияние волнение (угол с которого на станцию может заходить волна): закрытое побережье – <45°; полуоткрытое — 45–90°; открытое — 90–180°. Таксон: *Gmel — Gmelinoides fasciatus*; *Palla — Pallaseopsis quadrispinosa*; *Ablab — Ablabesmyia* gr. *lentiginosa*; *Stemp — Stempellina bausei*; *Asell — Asellus aquaticus*; Valva — Valvatidae sp.; *Bathy — Bathyomphalus contortus*; *Lampr — Lamprodrilus isoporus*; *Limne — Limnephilus* sp.; *Polyc — Polycentropus flavomaculatus*.

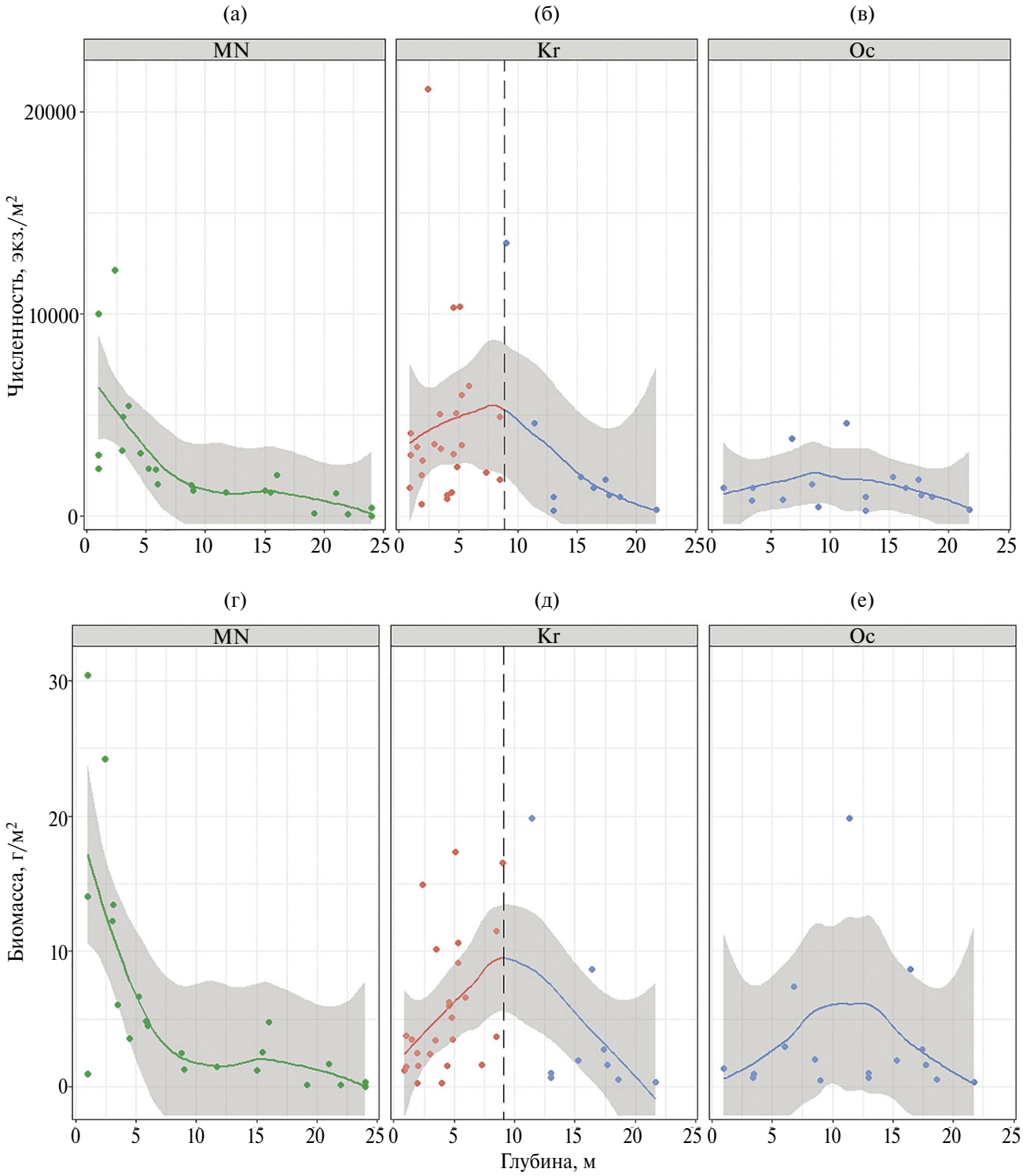

Рис. 2. Тенденция изменения с глубиной численности (а–в) и биомассы (г–е) зообентоса в закрытой бухте Малая Никоновская (а, г), полузакрытой бухте зал. Крестовый (б, д) и на открытом побережье (в, е). Вертикальная пунктирная линия — граница глубины, затененная область — 95%-ный доверительный интервал показателя.

Pallaseopsis quadrispinosa. На ровных участках дна эти виды успешно избегают большинства орудий сбора и фиксируются только на фото- и видеоматериалах. В таких бедных сообществах недоучитываемая доля подвижных ракообразных особенно велика (O'Malley et al., 2018; Зуев, 2023).

Возможная причина отсутствия различия в количественных характеристиках отличающихся между собой грунтов — используемая методика с применением поршневого пробоотборника (Доп. мат. рис. S1). Она одинаково хорошо работает и позволяет отбирать пробы бентоса на любом типе грунта. Также происходит более точная привязка бентосного сообщества к характеристикам дна, в отличие от случаев, когда грунт определяют по материалу, который при отборе проб смог попасть в дночерпатель. Эффективность ковшей и объем отобранного ими материала напрямую зависит от характеристик дна (Romano et al., 2017). Поэтому эффективность дночерпателей падает при работе на любых типах грунта, за исключением мягких мелкодисперсных. Это может объяснять существенные различия в обилии зообентоса между мягкими и твердыми субстратами в сходных условиях в некоторых исследованиях (Стальмакова, 1968).

Работа поршневого пробоотборника основывается на резком движении воды, увлекающем бентосные организмы в сетку. Часть бентосных организмов (поденки сем. Heptageniidae, брюхоногие моллюски и другие) закрепляются и должны успешно сопротивляться такому движению. Сравнение результатов работы пробоотборника с тотальным сбором камней в мешки из газа показало (Зуев, Зуева, 2013), что большее число таксономических групп и наиболее обильные из них личинки насекомых, ракообразные, двустворчатые и брюхоногие моллюски отбираются пробоотборником лучше. Единственная группа, которая отбиралась хуже — довольно немногочисленные в условиях каменистой литорали олигохеты сем. Naididae, которые запутываются в нитчатых обрастаниях и не вытягиваются из них. Однако вклад этой группы в численность и, особенно, биомассу зообентоса незначителен.

Тенденции изменения обилия на различных участках побережья. Большое влияние на распределение таксонов и обилия зообентоса в озерах оказывает ветровое волнение, на что указывают многие авторы (Barton, Hynes, 1978; Barton, 1981; Распопов и др., 1990, 1998; Quinn et al., 1996; Shteinman et al., 1999; Barton, 2004).

Равномерное снижение обилия зообентоса с глубиной наблюдается только в закрытой от волнения Малой Никоновской бухте (рис. 2а, 2г, Доп. мат. табл. S1). Эта тенденция обычна для обилия при исследованиях во всем диапазоне глубин озер (Стальмакова, 1968; Суслопарова и др., 2011, 2014; Калинкина и др., 2016). Такая картина объясняется тем, что происходит постепенное снижение обилия литоральных видов и замена фауны ракообразных на более бедную фауну сублиторали и профундали. В условиях полузакрытой бухты или открытого побережья максимумы обилия отмечали в верхней части сублиторали (рис. 2).

В условиях небольшой полузакрытой бухты залива Крестового характерны невысокие значения обилия на приповерхностных горизонтах (рис. 2б, 2д, Доп. мат. табл. S2). Это связано с тем, что урез воды для всех исследованных акваторий сложен твердыми грунтами. Несмотря на закрытость акватории от волн с большинства направлений, поверхность воды бухты редко бывает совсем спокойной из-за отраженных от скалистых берегов волн. Такая же картина выявлена для участков открытого побережья, которые при данном направлении ветра лишь частично открыты для волнения, но тем не менее характеризуются низким обилием бентоса за счет волновых течений и воздействия отраженных волн (Распопов и др., 1990). Поэтому в поверхностном 10-метровом слое обилие беспозвоночных сильнее связано с характеристикой акватории, включающей сложную систему отраженных волн и волновых течений, а не с открытостью для волнения определенной точки побережья (табл. 2).

С глубиной численность и биомасса зообентоса постепенно увеличиваются. Пологая центральная часть бухты (глубина 5–9 м) – зона аккумуляции органических веществ. Для большинства фаунистических групп, характерных для литорали, обилие на этих горизонтах начинает сокращаться или они встречаются единично (личинки поденок, веснянок, мокрецов и ручейников). В условиях бухты группы, которые могут обитать в этом диапазоне глубин (олигохеты, моллюски, ракообразные), образуют значительные скопления.

Обилие беспозвоночных на прибрежном свале находится под существенным влиянием рыб-бентофагов (Лобанова, Шустов, 2017; Лобанова и др., 2017; Березина и др., 2021 и др.). На прибрежном свале из-за сложного рельефа и разнообразного грунта для беспозвоночных существует большое количество укрытий. По результатам нашего исследования, плотность макробентоса в пределах литорали максимальна на самых открытых участках прибрежного свала — на пологих участках с седиментацией наносов (песка и наилка), которые значительно доступнее для питания рыб-бентофагов, чем, например, участки, сложенные валунами. Это показывает, что влияние рыб-бентофагов на исследованных участках литорали не имеет определяющего влияния на донные сообщества.

На открытом побережье большинство видов старается избегать зоны воздействия волн (Shteinman et al., 1999), поэтому обилие макрозообентоса в верхних 4 м склона очень низкое и постепенно увеличивается с глубиной (рис. 2, Доп. мат. табл. S3).

Закрытые от прямого воздействия волн затишные места на литорали и в верхней сублиторали становятся участками скопления молоди *Gmelinoides fasciatus*. За счет многочисленности этого вида, достоверно отличается численность зообентоса

верхней литорали, закрытой от сильного волнения. Биомассу определяют более крупные организмы, которые легче перемещаются и способны быстро реагировать на изменение погодных условий. Поэтому открытость берега оказывает меньше влияния на значения биомассы (табл. 2).

Для сравнения, в Онежском озере зона трансформации литоральных сообществ в характерные для открытой части озера сильнее "растянута" по глубине и изменяется более равномерно (Распопов и др., 1990, Рябинкин, Полякова, 2008). Подобные диапазоны глубин также выделяются на прибрежном свале оз. Байкал: до 2 м — верхняя часть литорали со специфической фауной ракообразных; до 5 м глубины сохраняется высокое видовое богатство, изменчивость количественных характеристик бентоса становится меньше; диапазон 5–15 м также характеризуется снижением числа литоральных видов (Kravtsova et al., 2004, 2009; Байкал..., 2008).

На основании данных о рельефе прибрежного свала и открытости побережья можно приблизительно оценить обилие бентоса на прибрежных мелководьях. Зообентос верхнего метра литорали в большей степени зависит от микроусловий среды и поэтому может отличаться исключительной изменчивостью (Барбашова, Курашов, 2011). Значения обилия остальной части прибрежного склона более стабильны и поддаются количественной оценке на уровне лимнических зон: литорали, сублиторали и профундали.

По видовому составу сообщества склона могут существенно различаться. Однако по имеющимся данным можно выделить общие особенности. Так, литораль в значительной части представлена *G. fasciatus* и личинками насекомых. С глубиной доля вселенца падает и растет таковая за счет аборигенных видов ракообразных (Доп. материалы рис. S2).

В полуоткрытом заливе максимумы обилия отмечены в сублиторали, вклад вселенца здесь также велик, хотя доля аборигенных видов растет. На открытом побережье обилие также увеличивается к сублиторали, его значительная часть представлена аборигенными ракообразными и моллюсками.

Различия в грунтах не приводят к достоверному изменению обилия, однако таковые выявлены по составу донных сообществ. Соответственно, для количественной оценки запасов бентоса и/или кормовой базы рыб-бентофагов в прибрежье на основании карт с составом грунта на прибрежных склонах можно пренебречь.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Получены данные об изменении таксономического состава и количественных характеристик бентоса на прибрежном склоне в северной части Ладожского озера. Население различных грунтов достоверно различается только по качественным, но не по количественным характеристикам. На прибрежном склоне комплекс факторов, связанный с глубиной, имеет большее влияние на обилие бентоса. С глубиной достоверно различаются по обилию бентоса наиболее богатые (1–8 м, литораль), (8–16 м, сублитораль) и наиболее бедные (16–25 м, профундаль) диапазоны глубин. Открытость участка для волнения на глубинах от 0.9 до 10 м оказывает непосредственное влияние только на численность зообентоса. Это связано с тем, что среди скальных берегов большое значение имеют отраженные волны. Поэтому на глубинах 0.9–10 м по численности и биомассе зообентоса достоверно обособляются прибрежные акватории, относящиеся к закрытым и полузакрытым бухтам и открытому для волнового воздействия побережью. Достоверно выделяются литоральные сообщества. Однако в состав этих сообществ на прибрежном свале существенный вклад вносят олигохеты и ракообразные, характерные для глубоководной части озера. Предложенная методика исследований показала себя успешной в комплексных условиях прибрежного склона различных бухт Ладожского озера. Понимание общих тенденций изменения обилия зообентоса в зависимости от таких легко читаемых с карты показателей как форма береговой линии и изменение глубины служит базой для масштабного моделирования и анализа обилия донных сообществ и трансформации потоков органического вещества в крупнейших озерах.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы сердечно благодарят А.В. Коровина (Российский государственный гидрометеорологический университет, водолазов Р.Ю. Оскардова, С.В. Голдина, А.Е. Лапенкова, О.М. Владимирову, А.П. Яснова, Д.С. Оленева, А.В. Тимошину, Н.Н. Попова за высокое качество проведенных работ. За консультации при определении брюхоногих моллюсков выражаем благодарность И.О. Нехаеву (СПбГУ), двустворчатых — А.А. Фролову (ММБИ РАН). Авторы признательны А.Б. Степановой, Е.Ю. Воякиной и А.В. Бабину за предоставление возможности выполнения работ на базе учебно-научной станции Российского государственного гидрометеорологического университета на о. Валаам.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена частично за счет гранта Русского Географического Общества № 3/2015-Р "Экосистемы Валаамского архипелага (Ладожское озеро) на рубеже XX и XXI веков: черты уникальности и современное состояние"; и частично за счет гранта г. Санкт-Петербург в сфере науч-

ной и научно-технической деятельности в 2015 г. “Зообентос прибрежной зоны северной части Ладожского озера”.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЙ МАТЕРИАЛ

Дополнительные материалы размещены в электронном виде по DOI статьи: 10.31857/S0320965224020034

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бабин А.В., Воякина К.Ю., Зуева Н.В. и др. 2013. Прибрежная зона Ладожского озера // Влияние изменений климата и опасных природных явлений на природопользование европейского Севера. СПб.: РГГМУ. С. 44.

Байкал: природа и люди // Энциклопедический справочник. 2008. Улан-Удэ: ЭКОС.

Барбашова М.А., Курашов Е.А. 2011. Макрофауна литоральной зоны Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Наука. С. 219.

Барбашова М.А., Слепухина Т.Д. 2002. Макрозообентос литоральной зоны заливов шхерного района озера // Ладожское озеро — прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука. С. 259.

Березина Н.А., Литвинчук Л.Ф., Максимов А.А. 2021. Связь пищевого спектра рыб с составом зоопланктона и зообентоса в субарктическом озере // Биология внутр. вод. № 4. С. 406.

https://doi.org/.org/10.31857/S0320965221040069

Барков Д.В. 2006. Экология и биология байкальского вселенца *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) и его роль в экосистеме Ладожского озера: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб. 26 с.

Барышев И.А., Сидорова А.И., Георгиев А.П., Калинкина Н.М. 2021. Биомасса популяции, продукция за вегетационный период и биоресурсное значение инвазивного *Gmelinoides fasciatus* (Crustacea: Amphipoda) в Онежском озере // Биология внутр. вод. № 4. С. 433.
https://doi.org/10.31857/S0320965221040057

Голиков А.Н., Скарлато О.А. 1965. Гидробиологические исследования в заливе Посьет с применением водолазной техники // Исследования фауны морей СССР. № 3 (9). С. 5.

Дудакова Д.С. 2016. Метод полигонного исследования распределения мейобентоса в литорали Ладожского озера (на примере северного шхерного района) // Биология внутр. вод. № 6. С. 104.
https://doi.org/.org/10.7868/S0320965216020054

Зуев Ю.А., Зуева Н.В. 2013. Опыт исследования макрозообентоса каменистой литорали Ладожского озера // Уч. зап. Российского гос. гидромет. ун-та. № 30. С. 134.

Зуев Ю.А. Шацкий А.В., Тамулёнис А.Ю. 2021. Промысловые запасы мотыля (Chironomus: Diptera) ряда озер Ленинградской области // Тр. Карельск. науч. центра Российской академии наук. № 9. С. 92.
https://doi.org/.org/10.17076/lim1376

Зуев Ю.А. 2023. Особенности распределения массовых видов ракообразных на прибрежном склоне Ладожского озера // Биология внутр. вод. № 2. С. 210.
https://doi.org/.org/ 10.31857/S0320965223020298

Калинкина Н.М., Сидорова А.И., Полякова Т.Н. и др. 2016. Снижение численности глубоководного макрозообентоса Онежского озера в условиях многофакторного воздействия // Принципы экологии. № 2. С. 43.
https://doi.org/.org/10.15393/j1.art.2016.5182

Кондратьева Т.А., Назарова Л.Б., Лоскутова О.А., Батурина М.А. 2014. Предварительные данные по фауне хирономид (Chironomidae, Diptera, Insecta) Харбейских озер // Журн. Сибир. федерального ун-та. Биология. Т. 7. № 4. С. 357.

Крылова Е.Н. 2013. Малощетинковые черви различных участков Телецкого озера // Мир науки, культуры, образования. Т. 6(43). С. 556.

Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С. и др. 2018. Экосистема Ладожского озера: современное состояние и тенденции ее изменения в конце XX — начале XXI в. // Биосфера. № 2(10). С. 65.
https://doi.org/.org/10.24855/BIOSFERA.V10I2.439

Кутикова Л.А., Старобогатов Я.И. 1977. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос). Л.: Гидрометеоиздат. С. 512.

Лаврентьева Г.М., Мицкевич О.И., Огородникова В.А., Терешенкова Т.В. 2009. Сравнительная оценка сообществ планктона и бентоса Онеги и Ладоги в многолетнем аспекте: (90-е гг. XX в. и первое десятилетие XXI в.) // Рыбохозяйственное исследование больших озер Северо-Запада европейской части России: Сб. науч. трудов. СПб.: Изд-во ДЕАН. Вып. 334. С. 228.

Лапука И.И. 2021. Пространственное распределение личинок хирономид в озере Северный Волос в летний период в зависимости от температуры и концентрации кислорода // Молодежь в науке — 2021: Тез. докл. XVIII Междунар. науч. конф. молодых ученых. Минск, 27–30 сентября 2021 г. Часть 1. Минск: Издат. дом Белорусская наука. С. 220.

Лобанова А.С., Шустов Ю.А. 2017. Особенности питания рыб литоральной зоны Онежского озера // Уч. зап. Петрозаводск. гос. ун-та. Т. 2. № 163. С. 52.

Лобанова А.С., Сидорова А.И., Георгиев А.П. и др. 2017. Роль инвазионного вида *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) в питании речного окуня *Perca fluviatilis* // Рос. журн. биол. инвазий. Т. 10. № 2. С. 81.
https://doi.org/.org/10.1134/S2075111717030092

Механикова И.В. 2017. Амфиподы (Crustacea, Amphipoda) каменистой литорали Южного Байкала в районе мыса Березовый (2003, 2013 гг.) // Бюл. Москов. об-ва испыт. природы. Отдел биол. Т. 122. № 3. С. 28.

Панкратова В.Я. 1977. Семейство хирономиды, звонцы Chironomidae // Определитель пресноводных

беспозвоночных европейской части СССР. Л.: Гидрометеоиздат. С. 371.

Попченко В.И., Попченко Т.В. 2013. Пространственное размещение малощетинковых червей в водных экосистемах // Изв. Самар. науч. центра Российской академии наук. Т. 15. № 3–7. С. 2246.

Распопов И.М., Воронцов Ф.Ф., Слепухина Т.Д. и др. 1990. Роль волнения в формировании биоценозов бентоса больших озер. Л.: Наука. С. 114.

Распопов И.М., Андроникова И.Н., Слепухина Т.Д. и др. 1998. Прибрежно-водные экотоны больших озер. СПб.: РТП ИК "Синтез". С. 54.

Рябинкин А.В., Полякова Т.Н. 2008. Макрозообентос озера и его роль в питании рыб // Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: Карельск. науч. центр РАН. С. 67.

Семерной В.П. 2004. Олигохеты озера Байкал. Новосибирск: Наука. С. 528.

Стальмакова Г.А. 1968. Зообентос Ладожского озера // Биологические ресурсы (зоология) Ладожского озера. Л.: Наука. С. 4.

Суслопарова О.Н., Мицкевич О.И., Огородникова В.А., Терешенкова Т.В. 2011. Сезонные и межгодовые изменения основных компонентов экосистемы (фито-, зоопланктон, макрозообентос) Южной Ладоги по результатам исследований в 2009–2010 гг. // Исследование экосистем крупных рыбопромысловых водоемов Северо-Запада России: Сб. науч. тр. Вып. 341. СПб.: Нестор-История. С. 201.

Суслопарова О.Н., Терешенкова Т.В., Огородникова В.А. и др. 2014. Изменения летних гидробиоценозов южной Ладоги по материалам многолетних исследований ГосНИОРХ // Рыбохозяйственные исследования на водных объектах Европейской части России: Сб. науч. работ, посвященный 100-летию ГосНИОРХ. СПб.: изд. ФГБНУ ГосНИОРХ. С. 238.

Чекановская О.В. 1962. Водные малощетинковые черви фауны СССР. М.: Изд-во АН СССР. С. 412.

Цалолихин С.Я., Пржиборо А.А., Кияшко П.В. и др. 2016. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод европейской России. М.: Тов-во науч. изд. КМК. Т. 2.

Barton D.R., Griffiths M. 1984. Benthic macroinvertebrates of the nearshore zone of eastern Lake Huron, Georgin Bay and North Channal // J. Great Lakes Res. V. 12. P. 270.

Barton D.R. 1988. Distribution of some common benthic invertebrates in nearshore Lake Erie, with emphasis on depth and type of substratum // J. Great Lakes Res. V. 14. P. 34.

Barton D.R., Hynes H.B.N. 1978. Macrobenthos of the Exposed Canadian Shores of the St. Lawrence Great Lakes // J. Great Lakes. Res. V. 4(1). P. 27. https://doi.org/.org/10.1016/S0380-1330(78)72162-3

Barton D.R. 2004. Differences in Wave-Zone Benthic Invertebrate Communities in Lake Huron and Georgian Bay, 1974-2003 // J. Great Lakes. Res. V. 30(4). P. 508. https://doi.org/.org/10.1016/S0380-1330(04)70366-4

Barton D.R. 1981. Effects of Hydrodynamics on the Distribution of Lake Benthos // Perspectives in Running Water Ecology. P. 251. Boston: Springer. https://doi.org/.org/10.1007/978-1-4684-1122-5_11

Berezina N.A., Zhakova L.V., Zaporozhets N.V., Panov V.E. 2009. Key role of the amphipod *Gmelinoides fasciatus* in reed beds of Lake Ladoga // Boreal Environ. Res. V. 14. P. 404.

Barbashova M.A., Trifonova M.S., Kurashov E.A. 2021. Features of the Spatial Distribution of Invasive Amphipod Species in the Littoral of Lake Ladoga // Rus. J. Biol. Invasions. V. 12. P. 136. https://doi.org/.org/10.1134/S207511172102003X

Burlakova L.E., Barbiero R.P., Karatayev A.Y. et al. 2018. The benthic community of the Laurentian Great Lakes: Analysis of spatial gradients and temporal trends from 1998 to 2014 // J. Great Lakes Res. V. 44(4). P. 600. https://doi.org/.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.04.008

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure // Austral. Ecol. V. 18. P. 117.

Clarke K.R., Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Mar. Lab.

Cranston P.S. 1990. Biomonitoring and invertebrate taxonomy // Environ. Monit. Assess. V. 14. P. 265. https://doi.org/.org/10.1007/BF00677921

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis // Palaeontologia Electronica. V. 4(1). P. 9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Koszalka J. 2012. Effect of Environmental Factors on Communities of Bottom Fauna in Littoral Zones of Ten Lakes in the Wel River Catchment // Pol. J. Environ. Stud. V. 21(5). P. 1273.

Kravtsova L.S., Kamaltynov R.M., Karabanov E.B. et al. 2004. Macrozoobenthic communities of underwater landscapes in the shallow-water zone of southern Lake Baikal // Hydrobiologia. V. 522. P. 193. https://doi.org/.org/10.1023/B:HYDR.0000029979.68265.3e

Kravtsova L.S., Timoshkin O.A., Rozhkova N.A. et al. 2009. Seasonal variations of macrozoobenthos as a basis for predicting ecological processes in the coastal zone of Lake Baikal // Guides and keys to identification of fauna and flora of Lake Baikal. Novosibirsk: Nauka. P. 827.

Müllner D. 2013. fastcluster: Fast Hierarchical, Agglomerative Clustering Routines for R and Python // J. Statist. Software. V. 53(9). P. 1. https://doi.org/.org/10.18637/jss.v053.i09

Namayandeh A., Quinlan R. 2011. Benthic Macroinvertebrate Communities in Arctic Lakes and Ponds of Central Nunavut, Canada // Arctic, Antarctic and Alpine Res. V. 43(3). P. 417. https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.3.417

Naumenko M.A., Guzivaty V.V., Dudakova D.S. et al. 2022. Bottom Morphostructure of the Valaam Archipelago in Lake Ladoga: First Video Images and Quantitative Assessments // Dokl. Earth Sci. V. 507. P. 959. https://doi.org/.org/10.1134/S1028334X2260061X

O'Malley B.P., Dillon R.A., Paddock R.W. et al. 2018. An underwater video system to assess abundance and behavior of epibenthic Mysis // Limnol., Oceanogr: Methods. V. 16(12). P. 868. https://doi.org/10.1002/lom3.10289

Quinn J. M., Hickey C. W., Linklater W. 1996. Hydraulic influences on periphyton and benthic macroinvertebrates: Simulating the effects of upstream bed roughness // Freshwater Biol. V. 35. P. 301. https://doi.org/.org/10.1046/j.1365-2427.1996.d01-466.x

Romano E., Magno M.C., Bergamin L. 2017. Grain size data analysis of marine sediments, from sampling to measuring and classifying, A critical review. International Conference on Metrology for the Sea. Naples, Italy, October 11–13, 2017. P. 174.

Schindler D.E., Scheurell M. 2002. Habitat coupling in lake ecosystems // Oikos. V. 98(2). P. 177. https://doi.org/.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980201.x

Schmieder K. 2004. European lake shores in danger — concepts for a sustainable development // Limnologica. V. 34(1–2). P. 3. https://doi.org/.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1

Shteinman B., Kamenir Y., Gophen M. 1999. Effect of hydrodynamic factors on benthic communities in Lake Kinneret // Developments in Hydrobiology. V. 143. Dordrecht: Springer.

Timm T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe // Lauterbornia. V. 66. P. 1.

Tolonen K. 2004. Patterns in diversity and assemblages of lake littoral macroinvertebrates in relation to abiotic and biotic factors. Joensuu: University of Joensuu. P. 108.

Vadeboncoeur Y., McIntyre P.B., Vander Zanden M.J. 2011. Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes // BioScience. V. 61(7). P. 526. https://doi.org/.org/10.1525/bio.2011.61.7.7

Wickham H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. N.Y.: Springer. https://ggplot2.tidyverse.org.

White J., Irvine K. 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes // Aquatic Conservation: Mar. Freshwater Ecosystems. V. 13(4). P. 331. https://doi.org/.org/10.1002/aqc.586

Abundance of Zoobenthos on the Nearshore Slope Near the Rocky Coast of the Island of Valaam (Lake Ladoga)

Yu. A. Zuyev[1, 2, *], N. V. Zueva[2]

[1]*St. Petersburg branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography "VNIRO" ("GosNIORKH" named after L.S. Berg"), St. Petersburg, Russia*

[2]*Russian State Hydrometeorological University, St. Petersburg Russia*

[*]*e-mail: yzuyev@ya.ru*

The bottom communities of a nearshore zone of Valaam archipelago (Ladoga Lake) have been investigated. The stations were located in the littoral, sublittoral and profundal on the depth 1–25 m. The three regions with different characteristics of the coast shore and relief were researched. The sampler-syringe was used to collect benthos because it works the whole of grounds variety in the nearshore. The quantative characteristics of the bottom communities had been optimally described with the depth ranges. The wave activity has significantly affected only on the numbers of zoobenthos in the upper 10 m. The changes of numbers and biomass have been described more preciously by the openness of the bays in depth from 1 to 10 m. There were the biggest numbers and biomass of zoobenthos in littoral of the close bay. In the semi-close bay and on the open coast the maximum abundance of benthic invertebrates shifted in sublittoral (depth >8 m), where waves less affected on the benthic communities. The types of ground had affected significantly only on taxonomical composition. In general, preferential effect on the quantity characteristics of benthos on the rocky slope zone have features of shore (openness and depth patterns). These data can be used for the analyses of next influences on the nearshore benthic community and for the analyses and modelling the commercial resources and their forage base.

Keywords: zoobenthos, littoral, sublittoral, ground, slope, wave, alien species

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 256–265

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ФИЗИОЛОГИЯ И БИОХИМИЯ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 594.381.5:577.115

ЛИПИДНЫЙ ПРОФИЛЬ МОЛЛЮСКОВ *Lymnaea stagnalis* (Mollusca: Gastropoda) В ОЗЕРАХ С РАЗНОЙ СТЕПЕНЬЮ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

© 2024 г. Р. А. Михайлов[a, b, *], В. Н. Нестеров[a], А. В. Рахуба[a]

[a]*Самарский федеральный исследовательский центр Российской академии наук, Институт экологии Волжского бассейна Российской академии наук, Тольятти, Россия*

[b]*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук, пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия*

[*]*e-mail: roman_mihaylov_1987@mail.ru*

Поступила в редакцию 29.10.2022 г.
После доработки 19.10.2023 г.
Принята к публикации 23.10.2023 г.

Исследована взаимосвязь между экологическими условиями водоемов с разной степенью антропогенного воздействия и составом общих липидов и жирных кислот (ЖК) отдельных органов и тканей (печень и нога) и целой особи моллюсков *Lymnaea stagnalis*. Расположенное в черте города озеро подвержено различным видам загрязнения, озеро в пределах особо охраняемой природной территории можно охарактеризовать как чистое. В зависимости от экологических условий в озерах меняется состав и содержание общих липидов и ЖК моллюсков. Наибольшее их количество отмечено в пищеварительной железе. В органах и тканях моллюсков доминирующие липиды в исследованных озерах — фосфатидилхолин и фосфатидилэтаноламин, а в составе ЖК преобладают полиненасыщенные кислоты. Установлено, что изменение профиля липидов и ЖК *L. stagnalis* происходит при воздействии органических соединений и тяжелых металлов.

Ключевые слова: озера, моллюски, антропогенное загрязнение, экологические факторы, адаптация, липиды, жирные кислоты

DOI: 10.31857/S0320965224020049 **EDN:** xttthn

ВВЕДЕНИЕ

Одним из наиболее распространенных представителей класса Gastropoda является вид *Lymnaea stagnalis* (L., 1758) (Vinarski, Kantor, 2016). Этот эврибионтный моллюск обитает в различных условиях, в том числе, с разной степенью антропогенного загрязнения (Guerlet et al., 2006), благодаря чему используется как биологический индикатор сапробности воды, точечных источников загрязнения водоемов и др. (Хохуткин и др., 2009; Fortunato, 2015).

Антропогенное загрязнение континентальных водоемов ТМ, органическими соединениями и прочими требует от организма частных ответных реакций (Смирнов, Богдан, 2007). В настоящее время все более очевидно, что мембраны и их липидный состав – важные компоненты адаптивной реакции многих организмов, включая моллюсков. Клеточная мембрана одна из первых подвергается негативному воздействию условий внешней среды и трансформации, проходящие в структурной организации липидного бислоя, в дальнейшем приводят к адаптации организма к воздействующим факторам среды (Los, Murata, 2004; Lopez et al., 2006).

Сокращения: ДАГ — диацилглицерины, ДФГ — дифосфатидилглицерины, ЖК — жирные кислоты, К — свободные жирные кислоты, ЛФХ — лизоформы фосфатидилхолина, МНЖК — мононенасыщенные жирные кислоты, НЛ — нейтральные липиды, НЖК — насыщенные жирные кислоты, ООПТ — особо охраняемая природная территория, ПДК — предельно допустимая концентрация, ПНЖК — полиненасыщенные жирные кислоты, ТАГ — триацилглицерины, ТМ — тяжелые металлы, УКИЗВ — удельно комбинаторный индекс загрязненности воды, ФИ — фосфатидилинозиты, ФК — фосфатидные кислоты, ФЛ — фосфолипиды, ФС — фосфатидилсерины, ФХ — фосфатидилхолины, ФЭ — фосфатидилэтаноламины, ХОЛ — холестерины, С16:0 – пальмитиновая ЖК, С16:1 – пальмитолеиновая ЖК, С18:0 – стеариновая ЖК, С18:1n9c — олеиновая ЖК, С 20:1 – эйкозеновая ЖК, С20:3n3c — эйкозатриеновая ЖК, С20:4n6 – арахидоновая ЖК, С20:5n3 – эйкозапентаеновая ЖК, С24:0 – лигноцериновая ЖК, ANOVA — дисперсионный анализ, RDA – дискриминантный анализ, X — неизвестные соединения.

Брюхоногие пресноводные моллюски в отличие от двустворчатых реже выступают как объекты исследования при изучении механизмов адаптаций на различных уровнях биологической организации к воздействию факторов среды обитания (Cossu et al., 2000; Chan, Wang, 2018; Fadhlaoui, Lavoie, 2021 и др.). В отношении липидного профиля моллюска *L. stagnalis* имеются сведения в основном об их содержании у других видов малакофауны (Dembitsky et al., 1992; Dembitsky at al., 1993; Чеботарева и др., 2011).

Для анализа липидного состава у моллюсков часто, кроме тела, используют ногу и печень, обладающих высокими уровнями обмена и антиоксидантной защиты (Головина и др., 2016). Липидный и жирно-кислотный профиль *L. stagnalis* в бассейне р. Волги представлены лишь работами, направленными на их обнаружение и классификацию в теле моллюска (Dembitsky et al., 1992; Dembitsky et al., 1993). Сведения о долговременных воздействиях загрязняющих веществ на содержание отдельных липидных компонентов в тканях и органах пресноводного моллюска *L. stagnalis* в бассейне реки отсутствуют.

Цель работы — исследовать содержание липидного состава и жирных кислот в целой особи, отдельных органах и тканях моллюска *L. stagnalis*, обитающего в озерах с разной степенью антропогенного загрязнения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования был легочный моллюск *L. stagnalis*. Особей вида собирали в июле 2021 г. в озерах, расположенных в условно чистом районе (оз. Солдатское) и в подверженном промышленно-коммунальному и сельскохозяйственному загрязнению на территории бассейна Нижней Волги (оз. Большое Васильевское).

Озеро Солдатское — пойменный водоем (53°17.68′ с.ш., 49°42.22′ в.д.), расположен вдоль р. Волги рядом с с. Мордово на территории ООПТ Национального парка “Самарская Лука”. Водоем имеет старичное происхождение. Берега озера задернованные без заметных следов размывания. По морфометрическим параметрам относится к малым водоемам (табл. 1). Питание озера осуществляется в основном за счет атмосферных осадков (Голубая..., 2007).

Озеро Большое Васильевское входит в систему Васильевских озер (53°54.40′ с.ш., 49°53.22′ в.д.), расположенных на северо-восточной границе г. Тольятти (Самарская обл.), в нижней части долины бывшей р. Пискала, впадавшей в р. Волгу. Относится к категории малых водоемов (табл. 1). Питание осуществляется за счет подземных вод и атмосферных осадков (Протисты..., 2009).

Пробы отбирали с помощью гидробиологического скребка (длина ножа 0.2 м) и количественной рамки (1 м^2). Дополнительно визуально осматривали биотопы, и замеченных улиток собирали вручную. Собранные материалы доставляли в лабораторию в естественной воде. Всего было собрано 36 особей одной размерной группы (масса 5.25–7.25 г, высота раковин 45–53 мм).

Одновременно со сбором моллюсков на каждом озере с помощью аналитических приборов определяли водородный показатель и температуру воды (pH-метр с термометром HANNA HI 98127), концентрацию растворенного в воде кислорода (оксиметр HANNA HI9146). Непосредственно в местах сбора улиток отбирали образцы воды батометром емкостью 4 л с поверхности (0.5 м). Гидрохимический анализ отобранных проб выполняли в лаборатории Мониторинга водных объектов Института экологии Волжского бассейна РАН, филиала Самарского научного центра РАН. Содержание гидрохимических показателей определяли согласно методикам, изложенным в работе (Руководство..., 2003); концентрации растворенного в воде азота нитратного, нитритного и аммонийного, фосфора общего, кремния, а также и цветность воды — фотометрическим методом на спектрофотометре СФ-2000. Содержание железа общего, цинка и меди вычисляли с помощью атомно-абсорбционного спектрометра с электрической атомизацией “МГА-915М”. Перманганатную окисляемость, концентрацию хлоридов, магния, кальция и жесткость воды устанавливали титрометрическим методом.

Таблица 1. Основные морфометрические показатели исследованных озер

Параметр	оз. Солдатское	оз. Б. Васильевское
Длина, км	1.07	2.26
Наибольшая ширина, км	0.16	0.4
Средняя ширина, км	0.13	0.29
Длина береговой линии, км	2.3	10.4
Площадь, км^2	0.14	0.66
Максимальная глубина, м	2.9	3.3
Средняя глубина, м	1.7	1.6

Мутность воды определяли гравиметрическим методом при фильтровании взвешенных веществ, сухой остаток — гравиметрическим методом при выпаривании аликвотной части отфильтрованной пробы воды.

Все процедуры обработки биологического материала проводили в лабораторных условиях на холоде (4–6°C). Для исследования использовали печень и ногу, а также целое тело моллюска в трех повторностях. Отдельные органы собранных с одного озера животных объединяли в группы и разделяли так, чтобы масса анализируемых тканей в каждой пробе была ⩾2 г. Образцы отпрепарированных тканей фиксировали в 5 мл смеси метанола и хлороформа (1:1) и хранили в холодильнике (4–6°C) до анализа.

Липиды экстрагировали смесью хлороформа и метанола (1:2) с одновременным механическим разрушением тканей (Кейтс, 1975). Разделение липидов на фракции фосфолипидов и нейтральных липилов осуществляли методом тонкослойной хроматографии. Количество мембранных фосфолипидов и нейтральных липидов определяли с помощью денситометра “Денскан-04” (“Ленхром”, Россия), а также спектрофотометрическим методом по В.Е. Васьковскому (Vaskovsky, Latyshev, 1975).

Для анализа жирно-кислотного состава из аликвотной части липидов получали метиловые эфиры жирных кислот путем кипячения в 5%-ном растворе HCl в метаноле. Полученные эфиры анализировали на хроматографе “Кристалл 5000.1” (“Хроматэк”, Россия) в изотермическом режиме с использованием капиллярной колонки длиной 105 м и диаметром 0.25 мм RESTEK (США). Температура колонки — 180°C, испарителя и детектора — 260°C, скорость тока газа-носителя (гелий) – 2 мл/мин. Идентификацию метиловых эфиров жирных кислот проводили по времени удерживания с помощью стандарта 37 ComP. FAME Mix (“Supelco”, USA).

Каждый компонент в пробе анализировали трижды. На рисунках и в таблицах результаты представлены в виде средних значений параметра и их стандартных ошибок. Расчеты выполняли, используя программы Statistica v.10.0, Microsoft Excel 2010. Уровень достоверности различий оценивали при помощи дисперсионного анализа (ANOVA). Взаимосвязи липидов моллюска в градиенте абиотических факторов среды оценивали с применением регуляризованного дискриминантного анализа (RDA), силу связи липидов вида с факторами среды — с помощью перестановочного теста Монте-Карло. Математическую обработку выполняли с использованием статистической среды R v.4.0.5 и ее пакета vegan.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Гидрохимические показатели исследованных озер представлены в табл. 2. Проведенная оценка качества воды в оз. Солдатское, расположенного в экологически благополучном месте (ООПТ), позволила установить, что в водоеме отсутствует превышение ПДК, принятых для водных объектов рыбохозяйственного назначения (Методические..., 2002). Качество воды по УКИЗВ относится к условно чистым водам.

Гидрохимический фон оз. Большое Васильевское формируется за счет расположенных вокруг него химических предприятий и садово-огородных товариществ. В результате интенсивной хозяйственной деятельности экологические и рекреационные функции озера почти утрачены, и качество воды по УКИЗВ характеризуется как грязное (табл. 2). Превышение ПДК в воде оз. Большое Васильевское имели следующие показатели: перманганатная окисляемость (6 ПДК), медь (7.7), цинк (6.3), магний (2.5). В оз. Солдатское наблюдается высокая плотность макрофитов, занимающих до 50% площади водоема, их высокое видовое разнообразие представляют 12 видов. Однако в оз. Большое Васильевское площадь высшей водной растительности составляет 5%, и имеются только два вида макрофитов.

В малакофауне оз. Солдатское зарегистрировано 34 вида моллюсков, относящихся к двум классам (Bivalvia, Gastropoda), в оз. Б. Васильевское отмечено лишь пять таксонов из одного класса — брюхоногие (Gastropoda). Количественные показатели моллюсков в озерах существенно различались. Так, в оз. Солдатское плотность малакофауны составляла 191 экз./м^2, биомасса 156.49 г/м^2, в Большое Васильевское — 6 экз./м^2 и 11.61 г/м^2 соответственно. Плотность *L. stagnalis* имела схожую тенденцию, — большие плотность (14 экз./м^2) и биомасса (58.26 г/м^2) в оз. Солдатское по сравнению с оз. Большое Васильевское (1 экз./м^2 и 6.25 г/м^2 соответственно).

Анализ липидов тела, органов и тканей *L. stagnalis* позволил обнаружить ФЛ, НЛ и ряд Х. В целом моллюске и печени идентифицированы следующие компоненты ФЛ: ФХ, ФЭ, ФИ, ФС, ФК, ЛФХ, ДФГ. НЛ у *L. stagnalis* служат ХОЛ, ТАГ и К. ХОЛ и ФЛ относятся к структурным компонентам биологических мембран, обеспечивая целостность и стабильность бислоя (Фокина и др., 2010). Состав липидов в ноге имел идентичный набор ФЛ, среди НЛ найден только ХОЛ. Согласно количественному содержанию липидов в моллюске, выявлено преобладание ФЛ над НЛ в среднем в 11.8 раз, с большей разницей в ноге.

В теле моллюска из оз. Большое Васильевское было выявлено повышенное содержание (в 2 раза) ТАГ и К по сравнению с моллюсками из оз. Солдатское (рис. 1а). Концентрация этих двух типов липидов отражает метаболические

Таблица 2. Некоторые физико-химические характеристики вод исследуемых озер

Показатель	оз. Солдатское	оз. Б. Васильевское
Температура, °C	28 ± 0.1	28 ± 0.1
Водородный показатель	8.5 ± 0.1	10.4 ± 0.1
Растворенный кислород, мг/л	9.9 ± 0.32	10.2 ± 0.33
Окислительно-восстановительный Потенциал (Eh), мВ	220 ± 15	142 ± 15
Мутность, мг/л	4.4	11
Цветность, °Pt	37.1 ± 4.1	85.7 ± 5.6
Перманганатная окисляемость (П/О), мг/л	10.7 ± 0.86	30.8 ± 2.46
Сухой остаток, мг/л	420 ± 37.8	353 ± 31.8
Жесткость, ммоль/л	5.4 ± 0.34	2.44 ± 0.13
Кальций, мг/л	66.13 ± 4.37	12.83 ± 1.01
Магний, мг/л	25.5 ± 2.34	89.9 ± 20.7
Хлориды, мг/л	98.2 ± 1.7	55.5 ± 3.07
Азот нитритный, мг N/л	0.003 ± 0	0.002 ± 0
Азот нитратный, мг N/л	0.02 ± 0	0.09 ± 0
Азот аммонийный, мг N/л	0.33 ± 0.12	1.22 ± 0.26
Фосфор общий, мг/л	0.034 ± 0.006	0.085 ± 0.008
Кремний, мг/л	4.08 ± 0.43	0.24 ± 0
Железо общее, мг/л	0.072 ± 0.012	0.15 ± 0.02
Цинк, мг/л	0.003 ± 0	0.063 ± 0.007
Медь, мг/л	0.00069 ± 0	0.0077 ± 0
Хлорофилл *a*, мкг/л	28.5 ± 2.68	146.6 ± 14.66

Примечание. Даны абсолютные значения и их стандартные ошибки.

особенности организма, связанные с синтезом и распадом липидов. В отношении остальных липидов существенных различий между *L. stagnalis* из двух озер не обнаружено.

В печени *L. stagnalis* содержалось вдвое больше липидов (из расчета на 1 г сырой массы ткани), чем в ноге и теле (рис. 1б). В печени моллюсков из оз. Солдатское количество мембранных липидов ФХ, ФЭ, ФИ было на 15–43% меньше, чем у особей из оз. Большое Васильевское. Зарегистрировано одинаковое содержание ТАГ, ДАГ и ХОЛ у моллюсков из обоих местообитаний, однако у особей из оз. Солдатское уровень К был в 8 раз выше, чем из оз. Большое Васильевское.

В ноге *L. stagnalis* из оз. Солдатское из липидов преобладал ФЭ, в оз. Большое Васильевское — ФХ в количестве по 1.1 мг/г сырой массы (рис. 1в). Соотношение ФХ/ФЭ в первом случае было 0.9, во втором — 1.2. Кроме того, в ноге особей из оз. Солдатское содержалось на 33% больше ЛФХ, чем из оз. Большое Васильевское.

В ходе анализа липидов *L. stagnalis* идентифицированы 25 ЖК и установлено наличие нескольких Х кислот (табл. 3). Из НЖК доминировали пальмитиновая (C16:0) и стеариновая (C18:0) кислоты. На их долю в среднем приходилось от 7 до 15% ∑(суммы) ЖК. В отличие от целого моллюска и печени, в ноге зарегистрировано высокое содержание лигноцериновой кислоты (C24:0) (>8% ∑ЖК). В ноге и печени моллюсков из оз. Солдатское отмечено высокое содержание C16:0, C17:0 и C18:0, в отличие от ноги, где большинство концентраций близки в процентном отношении.

В составе МНЖК преобладали олеиновая (C18:1n9c) и эйкозеновая (20:1) кислоты (табл. 3). Их уровень в теле моллюска варьировал от 4 до 8% ∑ЖК. В печени зарегистрировано высокое содержание пальмитолеиновой кислоты (C16:1) (4% ∑ЖК). В целом моллюске из оз. Солдатское можно выделить высокое содержание C18:1n9c, C20:1, C24:1; в печени — C18:1n9c; в ноге — C16:1, C20:1.

Основными ПНЖК в моллюсках были эйкозатриеновая (C20:3n3c) и эйкозапентаеновая (C20:5n3) кислоты, достигающие 45–54% ∑ПНЖК (табл. 3). Концентрация ПНЖК у особей из оз. Большое Васильевское превышала таковую в оз. Солдатское на 2–5%. Бóльшие значения для целой особи и органов моллюска были выявлены в оз. Большое Васильевское только для C20:3n3c. Здесь отмечено высокое содержание C18:2n6c и C18:3n3 в печени и ноге *L. stagnalis*. Для оз. Солдатское характерно высокое значение C20:5n3 в теле особей.

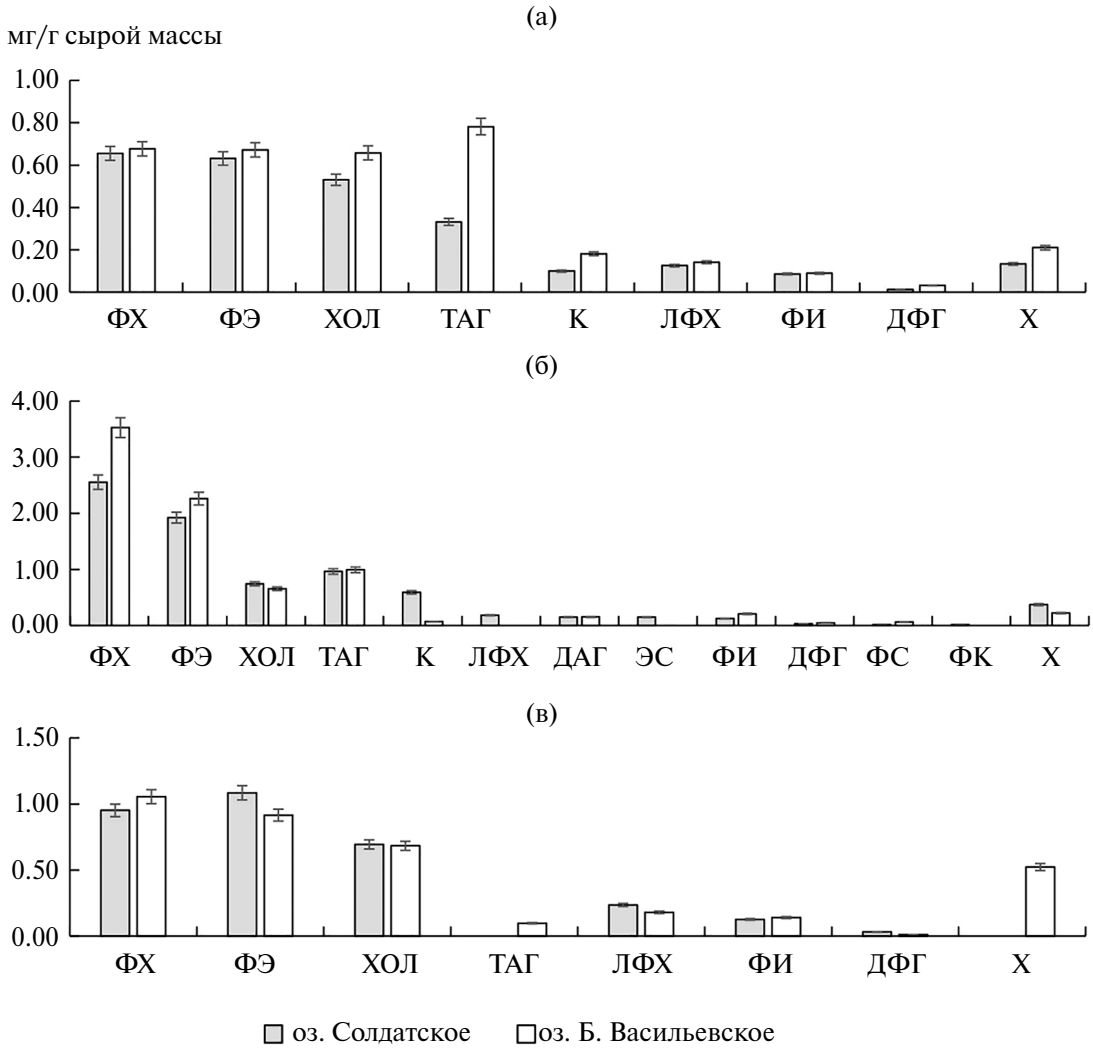

Рис. 1. Содержание и состав липидов в целом моллюске *Lymnaea stagnalis* (а), его печени (б) и ноге (в). ДАГ — диацилглицерины, ДФГ — дифосфатидилглицерины, К — кислоты, ЛФХ — лизоформы фосфатидилхолина, ТАГ — триацилглицерины, ФИ — фосфатидилинозиты, ФК — фосфатидные кислоты, ФС — фосфатидилсерины, ФХ — фосфатидилхолины, ФЭ — фосфатидилэтаноламины, Х — неизвестные соединения, ХОЛ — холестерины, ЭС — эфиры стеринов.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Согласно полученным данным, в схожих по происхождению и размерам озерах существенно различается качество воды по содержанию органических соединений и тяжелых металлов, что, по-видимому, приводит к нарушению биологического равновесия и подавлению процесса биологического самоочищения и самообеззараживания озера Большое Васильевское. Возможное влияние загрязнения на малакофауну оз. Большое Васильевское проявляется уже при анализе видового богатства в исследованных водоемах. Число видов моллюсков, найденных в оз. Солдатское, в 7 раз превышает таковое в оз. Большое Васильевское, а показатели численности и биомассы превосходят в 30 раз. Аналогичная картина отмечена для вида *L. stagnalis*. Количество найденных особей и его биомасса в 14 раз выше в оз. Солдатское. Следовательно, данное антропогенное воздействие может быть одной из причин сокращения разнообразия малакофауны и элиминации популяций *L. stagnalis*. Однако нахождение этого моллюска в загрязненном водоеме подтверждает факт довольно высокой устойчивости *L. stagnalis* к поллютантам (Михайлов, 2017, 2020).

Профиль общих липидов *L. stagnalis* согласуется с другими работами (Chi-Rong Liang, Strickla, 1969; Dembitsky et al., 1992; Аракелова, 2008). Основные ФЛ исследованных образцов – ФХ и ФЭ, иногда значительную долю занимает ЛФХ. Доминирование ФХ и ФЭ связано с тем, что это основные мембранные липиды, играющие важную роль в регуляции физико-химических свойств биологических мембран (Dembitsky at al., 1992; Saito, 2004).

Таблица 3. Состав ЖК *L. stagnalis* из исследованных озер

Жирные кислоты	оз. Солдатское			оз. Б. Васильевское		
	Тело	Печень	Нога	Тело	Печень	Нога
C14:0	2.60 ± 0.13	4.82 ± 0.24	1.75 ± 0.09	2.94 ± 0.15	3.69 ± 0.18	1.72 ± 0.09
C15:0	1.49 ± 0.07	1.00 ± 0.05	2.36 ± 0.12	1.68 ± 0.08	1.50 ± 0.08	2.49 ± 0.13
C16:0	10.74 ± 0.54	15.55 ± 0.78	10.16 ± 0.51	10.43 ± 0.52	13.88 ± 0.64	9.48 ± 0.47
C17:0	2.43 ± 0.12	2.38 ± 0.12	2.27 ± 0.11	1.77 ± 0.09	2.08 ± 0.1	2.01 ± 0.1
C18:0	8.98 ± 0.45	9.80 ± 0.49	8.71 ± 0.44	8.41 ± 0.42	7.79 ± 0.39	9.04 ± 0.45
C24:0	5.51 ± 0.28	3.41 ± 0.17	8.43 ± 0.42	5.96 ± 0.29	3.48 ± 0.17	8.33 ± 0.42
∑НЖК	31.75 ± 1.59	36.96 ± 1.75	33.67 ± 1.68	31.20 ± 1.56	32.41 ± 1.62	33.07 ± 1.65
C14:1	0.08 ± 0.004	0.40 ± 0.02	0.06 ± 0.003	0.19 ± 0.009	0.50 ± 0.03	0.09 ± 0.005
C15:1	0.09 ± 0.004	0.24 ± 0.01	0.11 ± 0.006	0.12 ± 0.006	0.25 ± 0.01	0.15 ± 0.007
C16:1	1.57 ± 0.08	2.87 ± 0.14	1.06 ± 0.05	2.26 ± 0.12	4.05 ± 0.2	0.95 ± 0.05
C17:1	0.10 ± 0.005	0.31 ± 0.02	0.16 ± 0.008	0.14 ± 0.007	0.25 ± 0.01	0.15 ± 0.007
C18:1n9c	6.47 ± 0.32	4.78 ± 0.24	7.96 ± 0.39	5.47 ± 0.27	4.36 ± 0.22	7.84 ± 0.39
C18:1n7	4.18 ± 0.21	4.19 ± 0.21	4.28 ± 0.21	4.25 ± 0.21	4.64 ± 0.23	4.20 ± 0.21
C20:1	6.02 ± 0.30	6.50 ± 0.33	7.28 ± 0.36	5.57 ± 0.28	5.78 ± 0.29	6.82 ± 0.34
C22:1n9	0.31 ± 0.015	0.27 ± 0.01	0.16 ± 0.008	0.31 ± 0.02	0.51 ± 0.03	0.21 ± 0.01
C24:1	0.33 ± 0.017	0.25 ± 0.01	0.16 ± 0.008	0.22 ± 0.01	0.25 ± 0.01	0.16 ± 0.008
∑МНЖК	19.15 ± 1	19.82 ± 1.03	21.23 ± 1.07	18.53 ± 0.92	20.57 ± 1.04	20.57 ± 1.04
C16:2	0.40 ± 0.02	0.54 ± 0.03	0.46 ± 0.02	0.76 ± 0.04	0.52 ± 0.03	0.61 ± 0.03
C16:4	–	–	–	–	0.20 ± 0.009	–
C18:2n6c	6.58 ± 0.33	6.38 ± 0.32	6.04 ± 0.3	5.78 ± 0.29	6.82 ± 0.034	6.56 ± 0.33
C18:3n3	5.62 ± 0.28	6.52 ± 0.33	3.05 ± 0.15	3.94 ± 0.19	8.82 ± 0.44	3.88 ± 0.19
C18:3n6	–	–	–	–	0.25 ± 0.01	–
C20:3n6	4.90 ± 0.24	3.72 ± 0.19	4.04 ± 0.2	4.89 ± 0.25	3.64 ± 0.18	4.02 ± 0.2
C20:4n6	1.18 ± 0.06	0.90 ± 0.05	0.74 ± 0.04	1.13 ± 0.06	1.22 ± 0.06	0.73 ± 0.04
C20:3n3c	14.30 ± 0.72	11.54 ± 0.58	15.12 ± 0.8	17.64 ± 0.88	12.44 ± 0.62	17.12 ± 0.86
C20:5n3	8.66 ± 0.43	7.64 ± 0.38	8.62 ± 0.43	9.38 ± 0.47	8.64 ± 0.43	7.45 ± 0.37
C22:6n3	0.37 ± 0.02	0.41 ± 0.02	0.29 ± 0.02	0.33 ± 0.02	0.36 ± 0.02	0.18 ± 0.009
∑ПНЖК	48.23 ± 2.41	42.0 3 ± 2.10	44.76 ± 2.24	49.78 ± 2.49	46.59 ± 2.31	46.13 ± 2.31
∑X	6.21 ± 0.31	4.38 ± 0.22	6.40 ± 0.32	5.92 ± 0.3	3.70 ± 0.19	5.57 ± 0.28

Примечание. Даны средние значения, их стандартные ошибки (% суммы ЖК). ∑НЖК — сумма насыщенных жирных кислот, ∑МНЖК — сумма мононенасыщенных жирных кислот, ∑ПНЖК — сумма полиненасыщенных жирных кислот, ∑X — сумма неизвестных жирных кислот.

Их содержание в теле, ноге и печени показывает трехкратное преобладание в последней. Это связано с тем, что печень представляет собой неоднородное образование, состоящее из клеток как самой железистой ткани, так и из элементов клеток организмов, составляющих пищу моллюсков, ассимиляция которых вносит определенный вклад в количество липидов (Аракелова, 2008).

Увеличение содержания некоторых липидов в печени моллюсков из оз. Большое Васильевское может быть связано не только с загрязнением, но и с другими экологическими особенностями биотопа, например, с доступностью пищи (Cancio at al., 1999; De La Parra at al., 2005). Более высокая плотность макрофитов в оз. Солдатское, по сравнению с оз. Большое Васильевское, вероятно, связана с бóльшей доступностью и калорийностью потребляемой пищи. В отличие от печени, которая может включать фрагменты пищи, мышечная ткань более однородная и меньше зависит от источника питания, а больше связана с двигательной активностью, направленной на поиски пищевых ресурсов и ухода от поедания хищниками (Аракелова, 2008).

Выявленные различия в качественном и количественном составе НЛ печени и ноги связаны со спецификой выполняемых ими функций. Эти показатели не зависели от антропогенного воз-

действия. В свою очередь, состав НЛ существенно менялся в тканях целого моллюска. В частности, в два раза увеличивалось содержание ТАГ — одной из форм энергетических и метаболических запасов клетки. Высокое содержание этих компонентов отмечается при влиянии внешних факторов на моллюска (Фокина и др., 2010). Также на стрессовые условия может указывать высокое содержание К, отражающее метаболические особенности организма (Крепс, 1981).

Из минорных липидов в исследовании можно выделить ФИ, поскольку они отражают функциональную роль при адаптации моллюсков, однако отсутствие значимых различий в двух популяциях *L. stagnalis* может указывать на обитание их в неизменяющихся условиях долгое время.

В качестве основных ЖК у пресноводных моллюсков указывают C16:0, C18:1n9, C20:5n3 (Dembitsky at al., 1992; Saito, Aono, 2014). На их количество могут влиять внешние факторы — растительность, температура, загрязненность и т.д. Повышенный уровень ПНЖК в печени и целой особи моллюска из оз. Большое Васильевское (в частности, линолевой, арахидоновой, линоленовой, эйкозатриеновой и эйкозапентаеновой) может указывать на большую вероятность употребления фитопланктона (Doi et al., 2010; Bellou et al., 2014; Gubelit et al., 2015).

Одна из важнейших ЖК, играющих существенную роль в регуляции различных физиологических процессов, таких как иммунный ответ и секреция, — арахидоновая (C20:4n6) кислота. Увеличение ее концентрации в организме происходит при многих патологических состояниях, например, при воспалительных процессах и антропогенных нагрузках (Сергеева, Варфоломеева, 2006). В нашей работе отмечено схожее ее содержание в теле и ноге моллюска из оз. Большое Васильевское, при этом содержание C20:4n6 в печени было значительно выше у особей, собранных в загрязненном озере.

По нашим данным, содержание липидов в печени в большей степени связано с характером питания моллюсков, в ноге — липидный профиль отражает двигательную активность, что в целом соответствует результатам других авторов (Аракелова, 2008; Фокина и др., 2010).

Условия обитания вида лучше отражаются именно в липидном профиле целой особи. Для определения наиболее значимых абиотических факторов среды, влияющих на состав, содержание липидов и ЖК целого моллюска *L. stagnalis* в озерах с разной степенью антропогенного загрязнения, использовали одну из процедур прямой ординации — RDA (рис. 2). Озера на графиках имеют противоположное расположение в соответствии с гидрохимическими показателями (табл. 2). Наибольший вклад в загрязнение воды оз. Большое Васильевское вносят: перманганатная окисляемость и хлорофилл *a*, немного меньше — содержание ТМ и мутность воды. Различия в расположении на графике озер вносят также такие показатели, как концентрация кальция, магния и жесткость воды. Все это указывает на кардинальные различия воздействующих экологических факторов в исследованных озерах.

Установлена значимая корреляция между содержанием органических веществ и запасных липидов (ТАГ и К), а также с ПНЖК в целом моллюске. ТМ также оказывали влияние на содержание мембранных липидов и ЖК. Максимальная их взаимосвязь среди всех компонентов липидов отмечена для ХОЛ и C18:1n7. Не исключено, что эти изменения способствуют детоксикации ТМ у моллюсков (Фокина и др., 2020). Модификации в длинноцепочечных ПНЖК (с числом атомов углерода 18 и 20) могут быть связаны с активацией перекисного окисления липидов (Chan, Wang, 2018), что часто отмечают при воздействии поллютантов (Фокина и др., 2020). Их дополнительный синтез при действии различных ТМ и органических соединений, вероятно, обеспечивает целостность мембран (Lesser, 2006).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты проведенного исследования свидетельствуют о токсическом загрязнении оз. Большое Васильевское, предположительно влияющем на перераспределение концентраций мембранных и запасных липидов в целом моллюске, а также в его органах и тканях. Возможные доминирующие факторы, оказывающие влияние на липидный профиль моллюска *L. stagnalis*, — загрязнение органическими соединениями и тяжелыми металлами. Для гидробиологических и токсикологических исследований с использованием липидного профиля моллюсков, по нашим данным, предпочтительнее использовать целую особь как показатель интегрированного воздействия абиотических и биотических факторов среды.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают глубокую благодарность О.А. Розенцвет за консультации и ценные замечания, а также Л.М. Тарановой и Л.Г. Тихоновой (Институт экологии Волжского бассейна РАН — филиал Самарского научного центра РАН) за техническую помощь в работе.

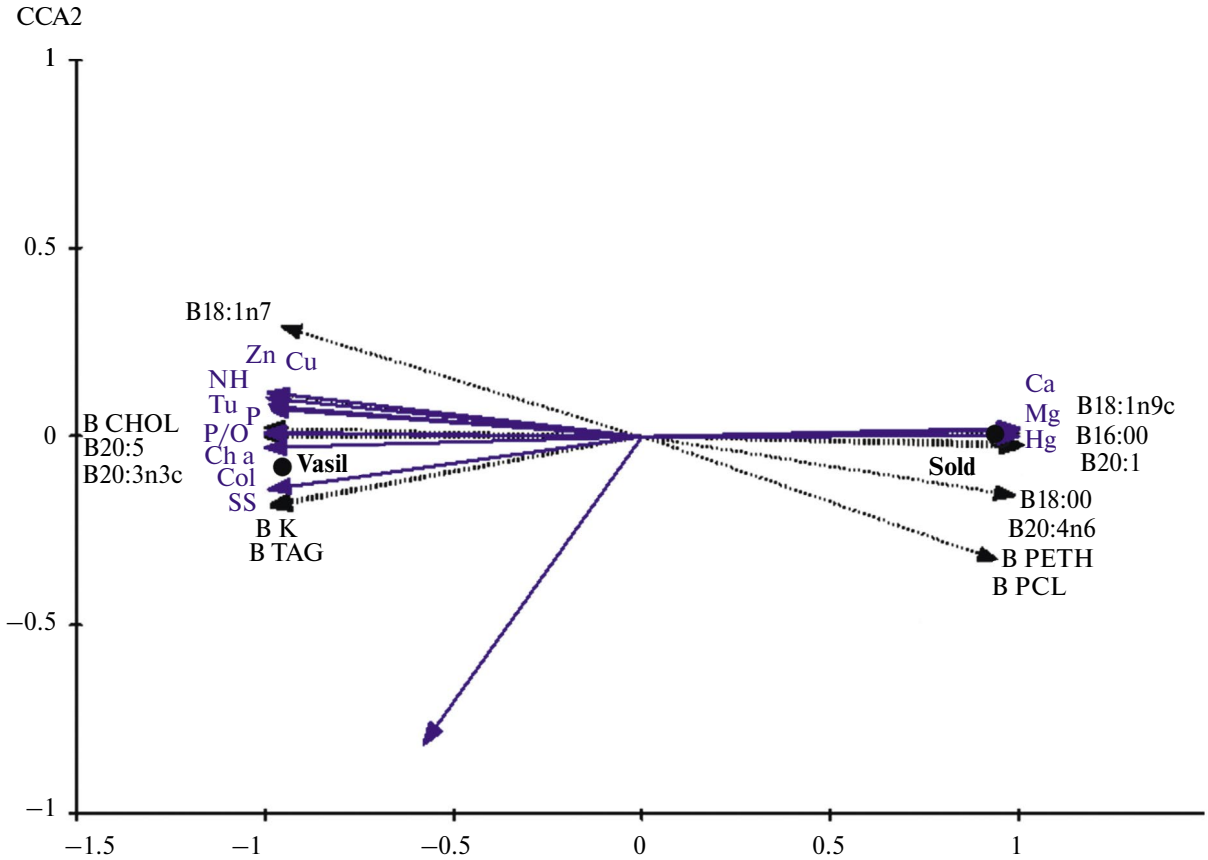

Рис. 2. Ординационная диаграмма RDA связи факторов среды (полужирные векторы) с липидами и ЖК в теле моллюска *Lymnaea stagnalis* (обычные векторы). SS — взвешенные вещества, P/O — перманганатная окисляемость, Tu — мутность воды, Cha — хлорофилл *a*, NH– азот аммонийный, Cu — медь, Zn — цинк, P — фосфор общий, Col — цветность воды, Hd — жесткость воды, Ca — кальций, Fe — железо общее, Mg — магний; B — тело; TAG — ТАГ, CHOL — ХОЛ, PCL — ФХ, PETH — ФЭ, K — K.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания (темы № 1021060107217-0-1.6.19, № 121050500046-8) и № 1021060107175-5-1.6.19.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аракелова Е.С. 2008. Состав общих липидов и скорость энергетического обмена у брюхоногих моллюсков // Журн. общ. биол. Т. 9. № 6. С. 471.

Головина И.В., Гостюхина О.Л., Андреенко Т.И. 2016. Особенности метаболизма в тканях моллюска-вселенца в Черное море *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906) (Bivalvia: Arcidae) // Рос. журн. биол. инвазий. № 1. С. 53.

Голубая книга Самарской области: Редкие и охраняемые гидробиоценозы. 2007. Самара: Самар. науч. центр РАН.

Кейтс М. 1975. Техника липидологии. М.: Мир. (*Kates M.* 1972. Techniques of lipidology: isolation, analysis and identification of lipids. Amsterdam: North-Holland Publ. Co).

Крепс Е.М. 1981. Липиды клеточных мембран. Эволюция липидов мозга. Адаптационная функция липидов. Л.: Наука.

Методические указания. РД 52.24.643-2002. 2002. Метод комплексной оценки и степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеоиздат.

Михайлов Р.А. 2017. Малакофауна разнотипных водоемов и водотоков Самарской области. Тольятти: Кассандра.

Михайлов Р.А. 2020. Распределение легочного моллюска *Lymnaea* (*Lymnaea*) *stagnalis* (Mollusca: Gastropoda) в реке Самара (бассейн Саратовского водохранилища) // Вестн. Оренбург. гос. пед. ун-та. Электронный. науч. журн. № 4. С. 169. http://doi.org/10.32516/2303-9922.2020.36.8

Протисты и бактерии озер Самарской области. 2009. Тольятти: Кассандра.

Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана. 2003. М.: Изд-во ВНИРО.

Сергеева М.Г., Варфоломеева А.Т. 2006. Каскад арахидоновой кислоты. М.: Народное образование.

Смирнов Л.П., Богдан В.В. 2007. Липиды в физиолого-биохимических адаптациях эктотермных организмов к абиотическим и биотическим факторам среды. М.: Наука.

Фокина Н.Н., Нефедова З.А., Немова Н.Н. 2010. Липидный состав мидий *Mytilus edulis* L. Белого моря. Влияние некоторых факторов среды обитания. Петрозаводск: Карельск. науч. центр РАН.

Фокина Н.Н., Суховская И.В., Васильева О.В., Немова Н.Н. 2020. Изменения в составе липидов жабр пресноводной мидии *Anodonta cygnea* под действием меди различных концентраций // Биология внутр. вод. № 5. С. 503. https://doi.org/10.31857/S0320965220040087

Хохуткин И.М., Винарский М.В., Гребенников М.Е. 2009. Моллюски Урала и прилегающих территорий. Семейство Прудовиковые Lymnaeidae (Gastropoda, Pulmonata, Lymnaeiformes). Ч. 1. Екатеринбург: Гощицкий.

Чеботарева М.А., Забелинский С.А., Шуколюкова Е.П. и др. 2011. Предел изменения индекса ненасыщенности жирно-кислотного состава фосфолипидов при адаптациях моллюсков к биогенными абиогенным факторам внешней среды // Журн. эвол. биохимии и физиологии. Т. 47. № 5. С. 383.

Bellou S., Baeshen M.N., Elazzazy A.M. et al. 2014. Microalgal lipids biochemistry and biotechnological perspectives // Biotech. Advanc. V. 32. P. 1476.

Cancio I., Ibabe A., Cajaraville M.P. 1999. Seasonal variation of peroxisomal enzyme activities and peroxisomal structure in mussel a *Mytilus galloprovincialis* and its relationship with the lipid content // Comp. Biochem. C., Pharmacol. Toxicol. Endocrinol. V. 123. P. 135.

Chi-Rong Liang, Strickla K.P. 1969. Phospholipid metabolism in the molluscs. I. Distribution of phospholipids in the water snail *Lymnaea stagnaliis* // Canad. J. Biochem. V. 47. P. 85.

Chan C.Y., Wang W.X. 2018. A lipidomic approach to understand copper resilience in oyster *Crassostrea hongkongensis* // Aquat. Toxicol. V. 204. P. 160. https://doi.org/.org/10.1016/j.aquatox.2018.09.011

Cossu C., Doyotte A., Babut M. et al. 2000. Antioxidant biomarkers in freshwater bivalves, *Unio tumidus*, in response to different contamination profiles of aquatic sediments // Ecotoxicol. and Environ. Saf. V. 45. № 2. P. 106. https://doi.org/.org/10.1006/eesa.1999.1842

De La Parra A.M., Garcia O., San Juan F. 2005. Seasonal variations on the biochemical composition and lipid classes of the gonadal and storage tissues of *Crassostrea gigas* in relation to the gametogenic cycle // J. Shellfish Res. V. 24. № 2. P. 457.

Dembitsky V.M., Kashin A.G., Stefanov K. 1992. Comparative investigation of phospholipids and fatty acids of freshwater mollusks from the Volga River basin // Comp. Biochem. and Physiol. V. 102. P. 193.

Dembitsky V.M., Rezanka T., Kashin A.G. 1993. Fatty acid and phospholipid compositions of freshwater molluscs *Anodonta piscinalis* and *Limnaea fragilis* front the river Volga // Comp. Biochem. and Physiol. V. 105. P. 597.

Doi H., Yurlova N.I., Kikuchi E. et al. 2010. Stable isotopes indicate individual level trophic diversity in the freshwater gastropod *Lymnaea stagnalis* // J. Molluscan Stud. V. 76. № 4. P. 384. https://doi.org/.org/10.1093/mollus/eyq020

Fadhlaoui M., Lavoie I. 2021. Effects of Temperature and Glyphosate on Fatty Acid Composition, Antioxidant Capacity, and Lipid Peroxidation in the Gastropod *Lymneae* sP. // Water. V. 13. № 8. P. 1039. https://doi.org/.org/10.3390/w13081039

Fortunato H. 2015. Mollusks: tools in environmental and climate research // Am. Malacol. Bull. V. 33. P. 310. https://doi.org/10.4003/006.033.0208

Gubelit Y.I., Makhutova O.N., Sushchik N.N. et al. 2015. Fatty acid and elemental composition of littoral "green tide" algae from the Gulf of Finland, the Baltic Sea // J. Applied Phycol. V. 27. P. 375.

Guerlet E., Ledy K., Giambérini L. 2006. Field application of a set of cellular biomarkers in the digestive gland of the freshwater snail *Radix peregra* (Gastropoda, Pulmonata) // Aquat. Toxicol. V. 77. P. 19. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.10.012

Lopez C.S., Alice A.F., Heras H. et al. 2006. Role of anionic phospholipids in the adaptation of Bacillus subtilis to high salinity // Microbiol. V. 152. P. 605.

Lesser M.P. 2006. Oxidative stress in marine environments: biochemistry and physiological ecology // Annu. ReV. Physiol. V. 68. P. 253. https://doi.org/10.1146/annurev.physiol.68.040104.110001

Los D.A., Murata N. 2004. Membrane fluidity and its role in the perception of environmental signals // Biochim. et Biophys. Acta. V. 1666. № 1–2. P. 142.

https://doi.org/.org/10.1016/j.bbamem.2004.08.002

Saito H. 2004. Lipid and FA composition of the pearl oyster *Pinctada fucata* martensii: influence of season and maturation // Lipids. V. 39. № 10. P. 997.

Saito H., Aono H. 2014. Characteristics of lipid and fatty acid of marine gastropod Turbo cornutus: high levels of arachidonic and n-3 docosapentaenoic acid // Food Chem. V. 145. P. 135.

Vaskovsky V.E., Latyshev N.A. 1975. Modified Jungnickel's reagent for detecting phospholipids and Other Phosphorus Compounds on Thin-layer Chromatograms // J. Chromatogr. V. 115. P. 246.

Vinarski M.V., Kantor Yu.I. 2016. Analytical catalogue of fresh and brackish water molluscs of Russia and adjacent countries. M.: A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of RAS.

Lipid Profile of the Mussels *Lymnaea stagnalis* (Mollusca: Gastropoda) in Lakes with Different Degrees of Anthropogenic Pollution

R. A. Mihaylov[1, 2, *], V. N. Nesterov[1], A. V. Rahuba[1]

[1]*Samara Federal Research Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, Institute of Ecology of the Volga River Basin of the Russian Academy of Sciences, Tolyatti, Russian Federation*

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

[*]*e-mail: roman_mihaylov_1987@mail.ru*

Dependence in water bodies between the degree of anthropogenic impact and the composition of lipids and fatty acids (FA) separately liver, foot and body of *L. stagnalis* has been examined. The lake located within the city limits is susceptible to various types of pollution, the lake in the national park zone is clean. The ecological condition of the different lakes probably influenced the composition and content of total lipids and fatty acids of *L. stagnalis*. The highest lipids have been noted in the liver of the snail. In the body, liver and leg of the species the lipids phosphatidylcholine and phosphatidylethanolamine dominate, the FA — polyunsaturated acids. The change of the lipid and FA content of the *L. stagnalis* in lakes is probably due to the high concentration of organic compounds, heavy metals.

Keywords: lakes, mussels, anthropogenic pollution, environmental factors, adaptation, lipids, fatty acids

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 266–275

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ФИЗИОЛОГИЯ И БИОХИМИЯ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 577.1:591.134:594.12

СРАВНИТЕЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ МОРФО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ И БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОМАТИЧЕСКОГО РОСТА В ПОПУЛЯЦИЯХ ДВУХ ВИДОВ ЧЕРНОМОРСКИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ *Cerastoderma glaucum* И *Flexopecten glaber ponticus*

© 2024 г. С. А. Щербань[a, *], А. В. Темных[a]

[a] *Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук, Севастополь, Россия*
[*] *e-mail: Shcherbansa@yandex.ru*

Поступила в редакцию 14.01.2023 г.
После доработки 26.04.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Представлены результаты сравнительного анализа морфо-физиологических и биохимических показателей соматического роста у черноморских двустворчатых моллюсков — сердцевидки *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) и гребешка *Flexopecten glaber ponticus* (Bucguoy, Dautzenberg et Dollfus, 1889), обитающих в окрестностях г. Севастополя. На примере трех размерно-возрастных групп в диапазоне длин от 12 до 30 мм для обоих видов, исследованы особенности тканевого биосинтеза (соматического роста) мягких тканей. По значениям содержания суммарных РНК и индекса РНК/ДНК у сердцевидки было показано, что у групп 17–22 и 23–28 мм (двух–трехлетки) уровень синтеза белковых структур в 1.3–1.7 раза выше, чем у сеголетков. У особей черноморского гребешка линейных размеров 13–17 и 21–24 мм (сеголетки) уровень синтеза белковых структур был в 1.2–1.5 раза выше, чем у крупных особей (двухлеток). Видовая специфика соматического роста наиболее существенно проявилась у средней и старшей размерных групп изучаемых моллюсков. Значения биохимических ростовых показателей у обоих видов свидетельствовали о среднем уровне тканевого роста в сравнении с другими, ранее полученными, данными для массовых черноморских двустворок. Линейные модели регрессии размерно-массовых величин показали, что для обоих видов изменение размера объясняет 62–86% вариации массы тела моллюска. Анализ параметров массы (общей массы/массы мягких тканей) свидетельствует о положительной аллометрии соматического тканевого роста.

Ключевые слова: Cerastoderma glaucum, *Flexopecten glaber ponticus,* общая сырая масса, масса мягких тканей, суммарные рибонуклеиновые кислоты, индекс РНК/ДНК, скорость роста, Черное море

DOI: 10.31857/S0320965224020058 **EDN:** xtsfyg

ВВЕДЕНИЕ

При изучении ростовых характеристик у гидробионтов, в частности, моллюсков, применяется ряд методов, включающих морфометрические, физиологические и биохимические параметры.

Cerastoderma glaucum (Bruguiere, 1789) (сердцевидка) – двустворчатый моллюск средиземноморского происхождения, коренной представитель черноморской малакофауны, обитающий на рыхлых грунтах крымского побережья (Михайлова, 1987; Ревков, 2003; Савикин, Набоженко, 2010; Ревков и др., 2014 и др.). В исследованиях последних, как минимум 30 лет, приведены только данные по численности и биомассе сердцевидки и оценена относительная роль вида в биоценотическом сходстве внутри районов исследований (Петров, Алемов, 1993; Стадниченко, Золотарев, 2009; Ревков 2003; Алемов, 2021).

Сердцевидка встречается в донных биоценозах Черного моря на илистых грунтах и ракушечниках, редко образует собственные локальные ценозы, в основном встречается в местах обитания следующих видов: мидия (*Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819)), абра *(Abra segmentum* (Reclus, 1843)), спикула (*Spicula subtruncata* (de Costa, 1778)) и полититапес *(Polititapes aureus* (Gmelin, 1791)). Отмечено, что *Cerastoderma glaucum* предпочитает акватории бухт с пониженным водообменом и заиленными грунтами (Ревков, 2003, 2006, 2014; Макаров, 2020а, 2020б и дру-

гие). На юго-западном побережье п-ова Крым *C. glaucum* встречается в разных районах Севастопольской бухты, в устье р. Черная и на мелководье (Алемов, 1999, 2021; Ревков и др., 2014; Тимофеев, 2016; Болтачева и др., 2018; Бородина, Задорожный, 2020; Макаров, 2020а, 2020б). Моллюск размерами близок к видам рода *Abra* и *Chamelea* (Скарлато, 1972; Анистратенко и др., 2011), его длина не превышает 35 мм (Скарлато, Старобогатов, 1972). Особей длиной <12 мм относят к сеголеткам и годовикам (Михайлова, 1987). Жизненный цикл по продолжительности близок к другим видам двустворчатых моллюсков (абры, анадары и гребешка) и в среднем ⩾7 лет.

К настоящему моменту вид остается слабоизученным. В последние несколько лет стали появляться работы по особенностям структуры жаберного аппарата (Тимофеев, 2016) и адаптации к некоторым стрессовым факторам (Бородина, Задорожный, 2020; Гостюхина, 2020; Гостюхина, Андреенко, 2020), но они единичны. Особенности тканевого соматического роста для черноморской сердцевидки пока не изучены.

Flexopecten glaber ponticus (черноморский гребешок) в Черном море обитает чаще на глубинах до 30–40 м, а также на мелководье, преимущественно на илисто-песчанных, ракушечных грунтах и на мидийно-устричных банках (Кракатица, 1972; Ревков, 2003 и др.). В базе Всемирного регистра морских видов WoRMS *F. glaber ponticus* приведен как единственный подвид *Flexopecten glaber* (L. 1788). В последние десятилетия в южной и восточной акваториях п-ова Крым крайне редко обнаруживают ценоз гребешка (Ревков, 2018), однако тенденция меняется в сторону увеличения распространения вида уже сейчас, по крайней мере, у берегов Крыма (Ревков, Болтачева, 2022). Совсем недавно появились результаты по особенностям морфометрии и роста молоди в процессе садкового выращивания (Ревков и др., 2021).

По данным (Кракатица, 1972; Ревков, 2018; Ревков и др., 2021; Ревков, Болтачева, 2022), максимальный линейный размер гребешка достигает 55 мм. В прибрежных зонах и в бухтах его максимальные размеры также могут быть такой величины, однако, в основном, это особи до 30–35 мм. Половозрелость у вида наступает при достижении длины раковины ~40 мм (Пиркова, Ладыгина, 2017).

Для обоих видов остались неизученными многие аспекты, в частности, параметры линейного и массового роста, физиолого-биохимические особенности этих процессов, а также особенности тканевого биосинтеза у популяций этих видов.

Цель работы — дать сравнительную оценку морфо-физиологических параметров и биохимических показателей роста тканей двустворчатых моллюсков сердцевидки *Cerastoderma glaucum* и черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* в условиях естественного обитания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для сравнительного анализа особей разных размерно-возрастных групп *Cerastoderm glaucum* и *Flexopecten glaber ponticus* образцы собирали на илисто-песчаных грунтах мелководья (до 1 м) в бухтах Казачья и Карантинная, расположенных недалеко друг от друга (район г. Севастополя), в апреле 2018 и 2022 гг. Это кутовая часть бухт, с идентичным водообменом. Температура морской воды на момент отбора была 12–14°С. Особи обоих видов находились в стадии относительно стабильного роста и не имели гонад в стадии активной подготовки к нересту. При проведении вскрытия моллюсков наличие половых продуктов у взрослых особей не отмечали. После отбора биологического материала моллюскам обеспечивали период краткой адаптации — содержали в аквариуме с проточной системой в течение суток. Анализ проводили для трех размерно-возрастных групп с диапазоном длин 12–30 мм у каждого вида. Выбор именно таких групп дает возможность сравнения полученных результатов с ростовыми параметрами аналогичных групп анадары, работы с которой уже проводили ранее (Ревков, Щербань, 2017; Щербань, 2018; Shcherban, 2012 и другие). К тому же особи большего размера в районе исследований отсутствовали.

Объем выборочных образцов имел разное количество экземпляров (10–16) для групп обоих видов. Для гребешка как полиморфного вида отбирали особей бежевого фенотипа, составляющих значительную часть от всех морф данного вида и близких к естественной окраске раковины относительно другого вида.

Длину и ширину каждой особи определяли с точностью до 0.1 см. Для каждого моллюска измеряли сырую массу — общую и выделенных мягких тканей, а также массу раковины. Сырые ткани гомогенизировали. Для устранения пигментных и липидных компонентов навески тканей (гомогенаты, без учета гепатопанкреаса) массой 70–90 мг промывали 4 мл смеси Фолча (хлороформ (2) – метанол (1)) по три раза. Далее в обезжиренных пробах тканей определяли содержание суммарных РНК (сум.РНК) и ДНК видоизмененным методом А. С. Спирина (Дивавин, 1984). Исследуемые показатели измеряли спектрофотометрически на приборе СФ-2000 методом разностей инстинкций, при длинах волн 270 и 290 нм. Результаты измерений сум. РНК и ДНК выражали в мкг/мг сухой ткани. На основе полученных абсолютных величин рассчитывали ростовой индекс — РНК/ДНК, его выражали в условных единицах (у.е.).

В работе приведены средние по размерным группам величины и стандартные отклонения (SD).

Для анализа размерно-массовых параметров и прогнозирования величин общей массы моллюсков по их размеру, а также массы мягких тканей по общей массе, для построения отражающей данные зависимости модели применяли регрессионный анализ. На графиках линейных регрессионных моделей приведены коэффициенты детерминации, иллюстрирующие долю наблюдений, для которых справедлива модель при уровне значимости $p = 0.05$. Для оценки влияния таких факторов, как видовая принадлежность и возрастная группа, на рост мягких тканей моллюсков применяли двухфакторный дисперсионный анализ two-way-ANOVA.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Представленные результаты характеризуют состояние параметров массы и уровень “мгновенных скоростей роста” мягких тканей моллюсков в данный период их жизненного цикла (период стабильного роста).

Морфометрические характеристики разных групп моллюсков

Первичные данные линейно-массовых характеристик моллюсков приведены в табл. 1. Исходя из табличных данных для церастодермы, получен цифровой диапазон средних общих масс, который для размерной категории 12–16 мм (группа I) достигал 1.05–2.65 г (1.8 ± 0.5), категории 17–22 мм Группа I— 2.20–4.10 г (3.0 ± 0.6) и для категории 23–27 мм (группа III) — 4.15–7.34 г (6.0 ± 1.2). Для черноморского гребешка близких размеров диапазон масс составлял 0.42–0.82 г (среднее 0.6 ± 0.1), 1.52–2.8 г (2.2 ± 0.4) и 2.08–4.61 г (3.6 ± 0.7) соответственно, что существенно меньше. Такие значительные различия общих масс при предельно одинаковых линейных размерах частично объясняются наличием массивных, тяжелых раковин церастодермы, доля которых, в отличие от черноморского гребешка, намного выше.

Процентное содержание мягких тканей у церастодермы в группе I было 9.8–11.9% (среднее 10.7%), группе II — 9.0–19.5% (13.3%) и группе III — 11.5–7.0% (13.9%), незначительно увеличиваясь с размерами и общей массой особей. У гребешка средние значения по группам достигали 11.6, 15.6 и 18.5% соответственно (рис. 1). Если сравнивать данные, полученные нами для двухлеток сердцевидки, с данными для другого массового черноморского вида — анадары, то при длине ее раковины 23+ мм, доля тканей в общей массе была выше в 1.3 раза и находилась в пределах 17.5–20.8%; а для черноморского гребешка еще выше — 16.7–23.0%. Ранее было установлено, что у черноморского гребешка и анадары сходных размеров эта величина почти одинакова (18.5 и 19.0% соответственно) (Щербань, Мельник, 2020).

Для понимания особенностей и числовых значений аллометрии роста построены линейные модели регрессии линейно-массовых показателей, масс тканей общей массы моллюска (рис. 2, рис. 3). Для групп I–III сердцевидки (рис. 2а–в) коэффициенты детерминации, показывающие доли дисперсии общей массы, объясняемые созданными регресионными моделями зависимости от длины раковины, $R^2 = 0.78$, $R^2 = 0.62$, $R^2 = 0.86$ были соответственно. В группе I и группе III модель линейной регрессии хорошо соот-

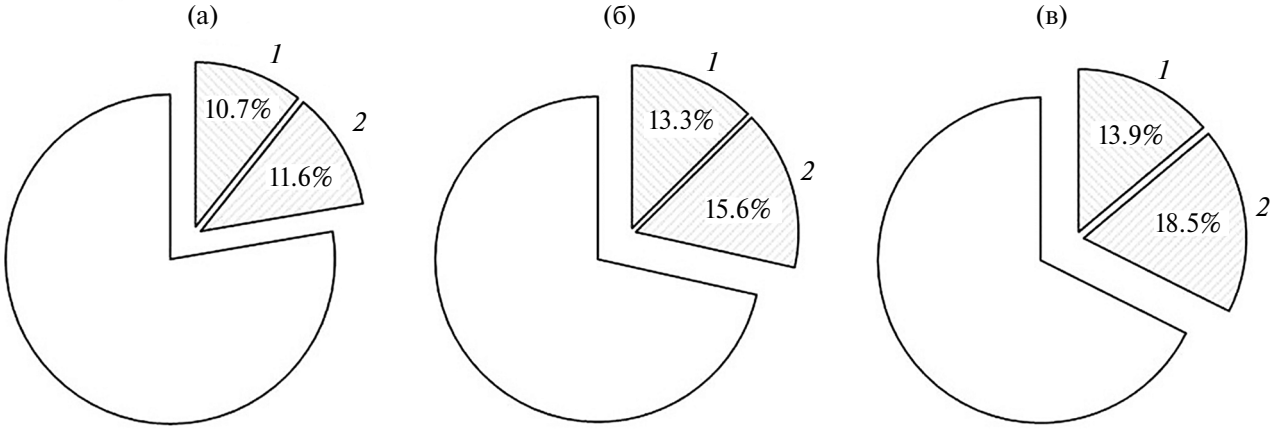

Рис. 1. Относительные величины масс мягких тканей у разноразмерных групп моллюсков *Cerastoderma glaucum* и *Flexopecten glaber ponticus*. *1* – церастодерма; *2* – гребешок. Размерные группы (диапазон для обоих видов): группа I (а) – 12–17 мм; группа II (б) – 17–24 мм; группа III (в) – 23–30 мм.

Таблица 1. Линейные размеры (*L*, мм) и общая сырая масса (*W*, г) черноморских двустворок церастодермы *Cerastoderma glaucum* и гребешка *Flexopecten glaber ponticus* трех размерно-возрастных групп

Группа I				Группа II				Группа III			
Церастодерма, (*n* = 12)		Гребешок, (*n* = 13)		Церастодерма, (*n* = 16)		Гребешок (*n* = 13)		Церастодерма, (*n* = 10)		Гребешок, (*n* = 12)	
L	*W*	*L*	*W*	*L*	*W*	*L*	*W*	*L*	*W*	*L*	*W*
12	1.05	13	0.42	17	2.95	21	1.91	23	4.30	25	3.02
13	1.26	13	0.43	17	2.44	21	1.82	23	4.80	25	2.08
13	1.21	13	0.44	18	2.30	21	1.66	23	4.15	26	3.29
13	1.62	13	0.44	18	2.90	22	1.91	25	6.65	26	3.30
14	1.75	14	0.53	18	2.20	22	1.52	25	5.90	27	3,00
14	1.88	15	0.66	19	2.68	22	1.69	26	6.97	27	3.45
15	1.50	15	0.63	19	2.90	23	2.23	26	6.20	27	3.75
16	2.22	15	0.62	19	2.45	23	2.28	26	7.34	28	4.31
16	2.10	16	0.78	19	2.90	24	2.50	27	7.20	28	4.10
16	2.10	16	0.70	19	2.90	24	2.80	27	6.82	29	4.20
16	2.25	17	0.82	20	3.56	24	2.48			29	4.38
16	2.65	17	0.68	20	3.10	24	2.60			30	4.61
		17	0.67	20	4.10	24	2.77				
				20	3.22						
				21	4.04						
				22	4.00						

Примечание. *n* – число особей.

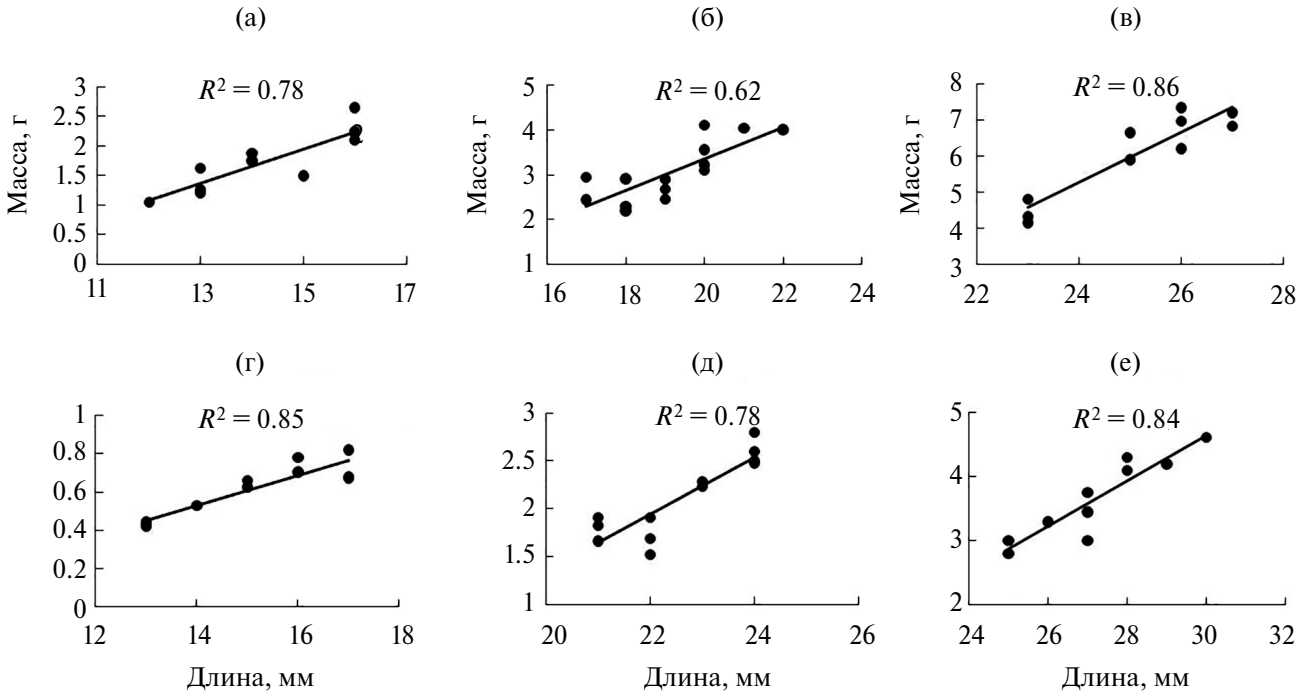

Рис. 2. Характер зависимости между длиной раковины и общей массой у моллюсков *Cerastoderma glaucum* (а–в) и *Flexopecten glaber ponticus* (г–е). Размерные группы (диапазон для обоих видов): группа I (а, г) – 12–17 мм, группа II (б, д) – 17–24 мм, группа III (в, е) – 23–30 мм.

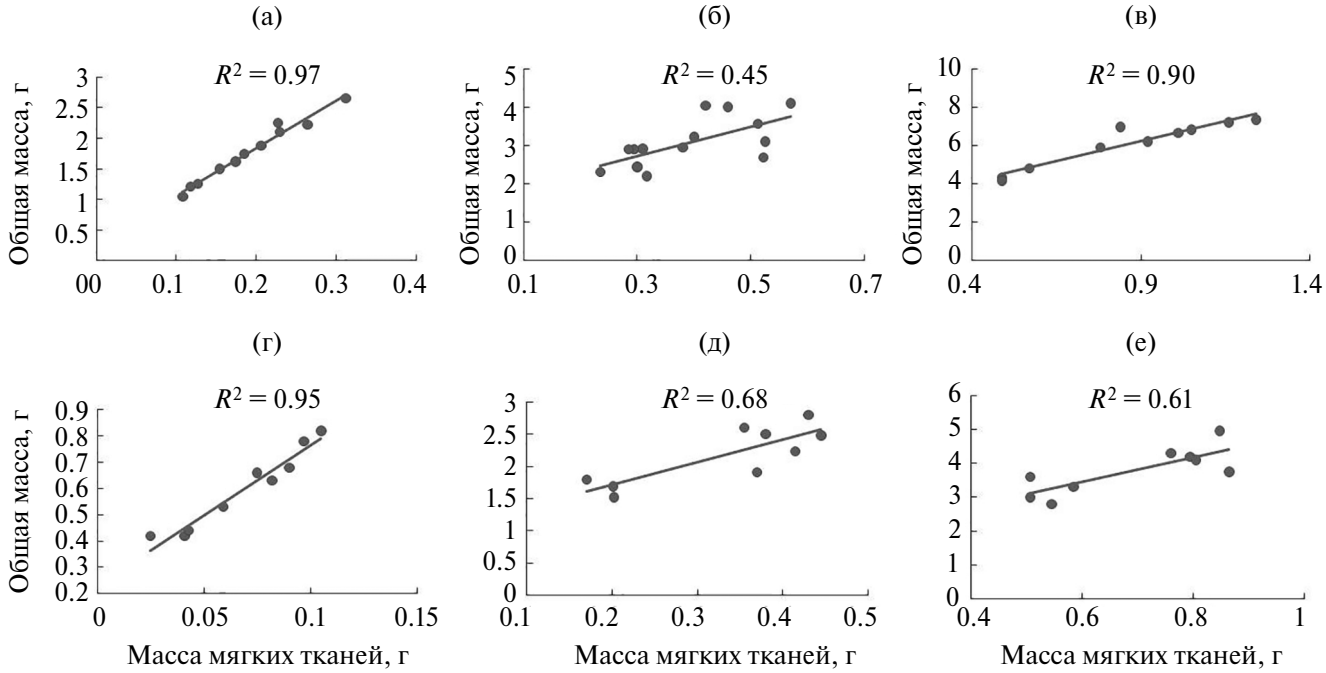

Рис. 3. Характер зависимости между массой мягких тканей и общей массой у моллюсков *Cerastoderma glaucum* (а–в) и *Flexopecten glaber ponticus* (г–е). Размерные группы (диапазон для обоих видов): группа I (а, г) –12–17 мм, группа II (б, д) – 17–24 мм, группа III (в, е) – 23–30 мм.

ветствует данным, на которых она построена, в 78 и 86% случаев входная переменная (длина моллюска) объясняет вариации массы тела сердцевидки. В группе II показатели — 62% общей массы. Для гребешка (рис. 2г–2е) получены коэффициенты детерминации $R^2 = 0.85$, $R^2 = 0.78$, $R^2 = 0.84$, т.е. во всех группах изменение факторного признака определяет высокую долю изменчивости результативного признака.

Для линейных моделей регрессии массы мягких тканей и общей массы церастодермы (рис. 3а–3в) у особей групп I и III коэффициенты детерминации достигали $R^2 = 0.97$ и $R^2 = 0.90$, т.е. модели имели высокую значимость. Для моллюсков группы II только 45% дисперсии массы мягких тканей объяснялось общей массой моллюска. У черноморского гребешка (рис. 3г–3е) получена высокая степень значимости модели только для группы I ($R^2 = 0.95$). Для моллюсков с длиной 21–30 мм коэффициенты детерминации находились в диапазоне 0.61–0.68.

Биохимические характеристики роста мягких тканей разных групп моллюсков

Для каждой из выбранных трех групп моллюсков рассчитывали значения двух показателей — содержание суммарных РНК и индекса РНК/ДНК (рис. 4). Оба параметра применимы для характеристики тканевого биосинтеза белка у морских двустворчатых моллюсков. Основное количество работ по данной тематике приходилось на период с 80-х–начала 2000-х годов и касалось, в основном, анализа роста личинок и молоди моллюсков, выращиваемых в аквакультуре (Вялова и др., 2008; Martinez et al., 1992; Stillman et al., 1996; Mayrand et al., 1997 и др.), а также в условиях экспериментов при питании различными культурами водорослей, в условиях стимуляции нереста, дефицита пищи и аноксии (Mayrand et al., 1997; Shcherban, 2012; Karavanceva, Shcherban, 2014 и др.). Имеются данные и по черноморским массовым видам двустворчатых, обитающим в естественных биоценозах (Shcherban, 2013).

У особей церастодермы с размерами раковин 17–22 и 23–27 мм (группы II и III) уровень синтеза в 1.5–1.7 раза превышал таковой у более мелких особей (группа I). Так, значения сум.РНК у них были 1.69 ± 0.61 и 1.45 ± 0.34 мкг/мг ткани соответственно, у группы I 0.95 ± 0.29 мкг/мг ткани. Статистическая обработка данных не показала достоверных различий значений между группами II и III (рис. 4а). При сравнении показателя сум.РНК у аналогичной группы анадары (длина 25–30 мм, также природные условия обитания) было установлено, что уровень тканевого биосинтеза по этому показателю очень близок — 1.65 мкг/мг ткани (Ревков, Щербань, 2017), у черноморского гребешка в 2 раза ниже — 0.78 мкг/мг ткани. Также, у двух групп гребешка в диапазоне

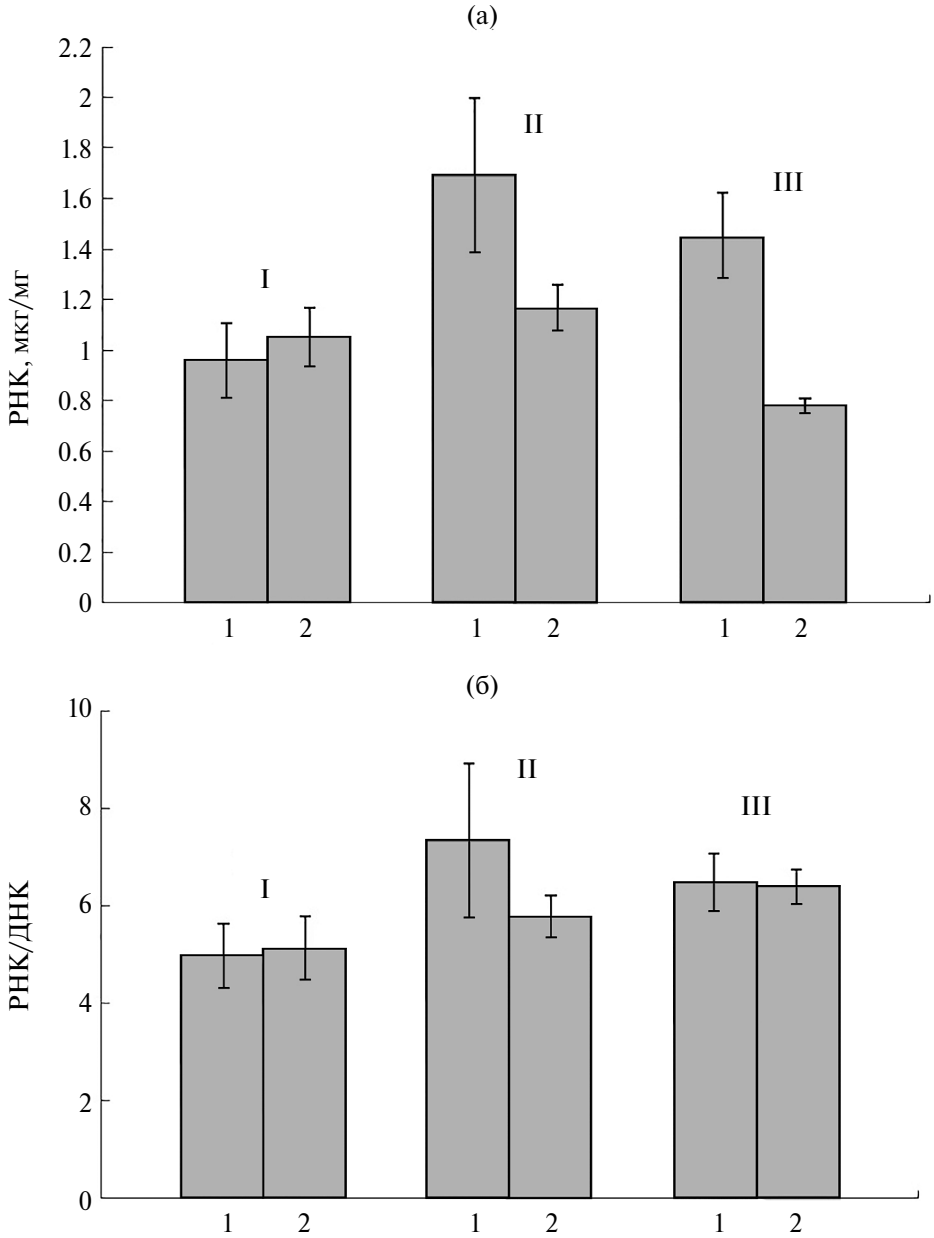

Рис. 4. Среднее для групп содержание суммарных РНК для тканевых гомогенатов (а) и значения индекса РНК/ДНК тканевых гомогенатов (б) особей *Cerastoderma glaucum* (1) и *Flexopecten glaber ponticus* (2). Размерные группы церастодермы: I — 12–16 мм, II — 17–22 мм, III — 23–28 мм. Размерные группы гребешка: I — 13–17 мм, II –21–24 мм, III — 25–30 мм. Вертикальными планками обозначены стандартные отклонения (*SD*).

длин 13–24 мм уровень тканевого синтеза в 1.2–1.5 раза превышал таковой у особей с длиной раковины 25–30 мм (группа III, двухлетки) – 1.05 ± ± 0.18, 1.17 ± 0.19 и 0.78 ± 0.06 мкг/мг ткани соответственно. Статистическая обработка данных показала наличие достоверных различий в значениях по группам у этого показателя. Таким образом, в пределах диапазонов длин наблюдались некоторые различия у каждого из видов, а в группах с более крупными размерами (от 17 мм для церастодермы и от 21 мм для гребешка) – и между видами, однако для сеголетков межвидовых различий не обнаружено за счет пересекающихся диапазонов стандартных отклонений (рис. 4а). Сравнительный анализ содержания суммарных РНК у особей аналогичных размерных групп анадары (длиной 14–17 и 22–27 мм) также показал, что по данному показателю уровень тканевого биосинтеза у анадары в несколько раз выше, значения индекса РНК/ДНК имели величину с мак-

симальной величиной в 9.6 у.е. (Щербань, 2010, 2018; Shcherban, 2012). Видовая специфика тканевого роста отмечена нами на примере второй и третьей групп, у которых разность в величине показателя была в ⩾1.4 раза.

Другой ростовой параметр — расчетный индекс РНК/ДНК. Анализ диапазонов варьирования ростового индекса у двустворчатых моллюсков, в частности черноморских, показал, что он достаточно широк и находится в пределах 2–16 у.е. (Щербань, 2018 и другие). Ранее проведенные исследования на молоди черноморских видов — устриц *Crassostrea gigas* (Bruguiere, 1789), мидий *Mytilus galloprovincialis* (Lam.) и анадары *Anadara kagoshimensis*) (Tokunaga, 1906) (Щербань, 2010, 2018; Shcherban, 2012 и другие) из их естественных поселений, на искусственных коллекторных носителях и в условиях эксперимента (для *A. kagoshimensis*) свидетельствовали о более высоком уровне тканевого соматического роста у этих видов, по сравнению с изучаемым гребешком и церастодермой. Особо значимые величины (как и по линейно-массовым параметрам) отмечены для спата, годовиков и молоди устриц, выращиваемых на коллекторах марихозяйства в пос. Кацивели, Южный берег Крыма (Щербань, 2018).

Согласно полученным нами величинам индекса РНК/ДНК для разных групп церастодермы — 4.9 ± 1.30 у.е. для группы I, 7.3 ± 3.16 и 6.5 ± 1.18 у.е. для групп II и III соответственно (рис. 4б). У II и III групп, как и по показателю содержания сум. РНК, различия недостоверны. Уровень соматического роста по данному параметру у них выше (в среднем в 1.3–1.4 раза), чем у особей более мелкого размера (12–16 мм), однако в целом оценивается как средний. Следует отметить, что для объяснения существенной разницы у первых двух групп необходимо учесть большой разброс значений внутри второй группы (7.3 ± 3.16 у.е.), а также близость диапазонов линейных размеров, возможно, на стыке длин все особи — это молодь. Затем, при достижении определенных размеров (в нашем случае предположительно в диапазоне ⩾14мм), наблюдается период более стабильного уровня роста, с тенденцией к повышению.

Все три значения РНК/ДНК для сердцевидки сопоставимы с величинами для размерных групп гребешка — 5.1–6.4 у.е., что свидетельствует о “близком” уровне тканевого соматического роста у обоих видов (рис. 4б). В результате двухфакторного дисперсионного анализа, где в качестве факторов взяты видовая принадлежность и размер особи при $p = 0.05$, получены следующие результаты: для фактора “размер” расчетное значение критерия Фишера составило $F = 2.14$ при $F_{кр} = 1.86$, $p = 0.02$; для фактора “видовая принадлежность” – $F = 1.8$, $F_{кр} = 4.18$, $p = 0.86$. Таким образом, выявлено, что с вероятностью 95% значения РНК/ДНК зависят от размера и не зависят от видовой принадлежности моллюска.

В заключение отметим, что применимость указанных выше биохимических показателей в гидробиологической практике может заключаться: в использовании индекса РНК/ДНК в качестве индикаторного индекса “мгновенной скорости” роста организмов на ювенильных и ранних стадиях развития; в использовании индекса РНК/ДНК и величин содержания сум. РНК для характеристики особенностей синтеза белка (и его тканевой ретенции) в связи с годовыми жизненными циклами вида, в оценке тканевых и онтогенетических особенностей этого процесса в разных условиях существования; для сравнительной оценки скоростей тканевого роста у разных видов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Линейные модели регрессии размерно-массовых величин показали, что для групп I и III церастодермы изменение размера объясняет 78 и 86%, в группе II — 62% вариации массы тела моллюска. Для гребешка величины коэффициентов детерминации находились в диапазоне 0.78–0.85, т.е. во всех группах изменение факторного признака “размер” определяло высокую долю изменчивости результативного признака “масса”. Для линейных моделей регрессии между параметрами массы (общая масса/масса мягких тканей) у групп церастодермы с длиной раковины 12–16 и 23–27 мм коэффициенты детерминации достигали 0.97 и 0.90, т.е. модели имеют высокую значимость, для средней размерной категории лишь 45% дисперсии массы мягких тканей объяснялось общей массой моллюска. У черноморского гребешка с размерами 13–17 мм изменчивость массы может быть предсказана по результатам измерений линейных размеров на 95%, для моллюсков с длиной 21–30 мм — на 61–68%. Полученные данные указывают в целом на положительную аллометрию тканевого соматического роста у обоих видов. Доля мягких тканей у церастодермы составляла 10.7–13.9% общей массы моллюска, что в среднем в 1.3 раза ниже, чем у черноморского гребешка (23+ мм). В пределах диапазонов длин у каждого из видов имеются различия по уровню тканевого биосинтеза, хотя для сеголетков обоих видов такие различия нивелированы. Видовая специфика соматического роста наиболее существенно проявилась у средней и старшей размерных групп изучаемых моллюсков, в особенности, по значениям величин суммарных РНК. Значения биохимических ростовых показателей у обоих видов свидетельствовали о среднем уровне тканевого соматического роста по сравнению с другими, ранее полученными данными для массовых черноморских двустворок.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках госзадания Института биологии южных морей (№ госрегистрации 121041400077-1) “Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алемов С.В. 1999. Современное состояние макрозообентоса Севастопольской бухты по данным бентосной съемки 1997 г. // Экология моря. Вып. 48. С. 73.

Алемов С.В. 2021. Межгодовая и сезонная динамика сообществ макрозообентоса Севастопольской бухты (Черное море) в начале XXI века на участках с различным уровнем загрязнения // Тр. Карадагской науч. ст. им. Т.И. Вяземского — природного заповедника РАН. № 1(17). С. 3.

https://doi.org/.org/10.21072/eco.2021.17.01

Анистратенко В.В., Халиман И.А., Анистратенко О.Ю. 2011. Моллюски Азовского моря. Киев: Наукова думка.

Болтачева Н.А., Макаров М.В., Бондаренко Л.В., Ковалева М.А. 2018. Макрозообентос рыхлых грунтов под мидийно-устричной фермой (Черное море, район Севастополя) // Мор. биол. журн. Т. 3. № 1. С. 9.
https://doi.org/.org/10.21072/mbj.2018.03.1.02

Бородина А.В., Задорожный П.А. 2020. Динамика каротиноидов в тканях моллюска-фильтратора *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) в годовом цикле // Журн. эвол. биохим. и физиол. Т. 56. № 1. С. 3.
https://doi.org/10.31857/S0044452920010027

Вялова О.Ю., Бородина А.А., Щербань С.А. 2008. Первые результаты вселения и выращивания тихоокеанской устрицы *Crassostrea gigas* различной плоидности в Черном море // Матер. 3-й междунар. науч.-практ. конф. “Морские прибрежные экосистемы. Водоросли, беспозвоночные и продукты их переработки” (Владивосток, 8–10 сентября 2008 г.). Владивосток.

Гостюхина О.Л. 2020. Особенности антиоксидантной глутатионовой системы в тканях черноморского двустворчатого моллюска *Cerastoderma glaucum* (Cardiidae) // Биология внутр. вод. № 3. С. 299.
https://doi.org/.org/10.31857/S0320965220030079

Гостюхина О.Л., Андреенко Т.И. 2020. Активность супероксиддисмутазы и каталазы в тканях трех видов черноморских двустворчатых моллюсков: *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789), *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906) и *Mytilus gallohrovincialis* Lam. в связи с адаптацией к условиям их обитания // Журн. эвол. биохим. и физиол. Т. 56. № 2. С. 108.
https://doi.org/.org/10.31857/S0044452920010040

Дивавин И.А. 1984. Нуклеиновый обмен черноморских гидробионтов в различных бухтах юго-западного побережья Крыма // Экология моря. Вып. 2. С. 48.

Кракатица Т.Ф. 1972. Распределение и запасы гребешка *Pecten ponticus* B.D. et D. (Mollusca, Bivalvia) в Черном море // Зоол. журн. Т. 51. Вып. 1. С. 136.

Макаров М.В. 2020а. Сезонная изменчивость таксоцена Mollusca рыхлых грунтов контактной зоны реки Черной и Севастопольской бухты (юго-западный Крым) // Экосистемы. Вып. 21(51). С. 109.
https://doi.org/.org/10.37279/2414-4738-2020-21-109-118

Макаров М.В. 2020б. Современное состояние малакофауны рыхлых грунтов в вершинной части бухты Казачьей (Черное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. № 1. С. 119.
https://doi.org/.org/10.22449/2413-5577-2020-1-1%2019-130

Михайлова Т.В. 1987. Структура популяции *Cerastoderma glaucum* в некоторых районах северо-западной части Черного моря // Экология моря. № 25. С. 50.

Петров А.Н., Алемов С.В. 1993. Распределение, количественные характеристики и показатели состояния зообентоса в бухтах, различающихся по степени загрязнения // Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. Киев: Наукова думка. С. 25.

Пиркова А.В., Ладыгина Л.В. 2017. Мейоз, эмбриональное и личиночное развитие черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg &Dollfus, 1889) (Bivalvia, Pectinidae) // Мор. биол. журн. Т. 2. № 4. С. 50.

Ревков Н.К. 2003. Таксономический состав донной фауны крымского побережья Черного моря // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма. Севастополь: ЭКОСИ– Гидрофизика. Севастополь. С. 209.

Ревков Н.К. 2006. Таксоцен моллюсков биотопа рыхлых грунтов Балаклавской бухты (Крым, Черное море) // Экология моря. Вып. 72. С. 38.

Ревков Н.К. 2018. Черноморский гребешок *Flexopecten glaber ponticus* (Linnaeus,1788) // Красная книга города Севастополя. Калининград; Севастополь: ИД РОСТ. ДОАФК. С. 347.

Ревков Н.К., Болтачева Н.А., Бондаренко Л.В. 2014. Многолетние изменения зообентоса в акватории Ялтинского залива (Южный берег Крыма, Черное море) // Мор. экол. журн. Т. 13. № 2. С. 49.

Ревков Н.К., Щербань С.А. 2017. Особенности биологии двустворчатого моллюска *Anadara kagoshimensis* в Черном море // Экосистемы. Вып. 9(39). С. 47.

Ревков Н.К., Пиркова А.В., Тимофеев В.А., Ладыгина Л.В., Щуров С.В. 2021. Рост и морфометрические особенности гребешка *Flexopecten glaber* (Bivalvia: Pectenidae) при садковом выращивании у берегов

Крыма (Черное море) // Ruthenica: Русский малакологический журнал. Т. 31. № 3. С.127. https://doi.org/10.35885/ruthenica.2021.31(3).3

Ревков Н.К., Болтачева Н.А. 2022. Восстановление биоценоза черноморского гребешка *Flexopecten glaber* (Bivalvia: Pectinidae) у берегов Крыма (район Ласпи) // Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон моря. № 4. С. 90. https://doi.org/.org/10.22449/2413-5577-2022-4-90-103

Савикин А.И., Набоженко М.В. 2010. Распространение двустворчатого моллюска *Cerastoderma glaucum* (Pioret, 1789) (Bivalvia: Cardidae) в Таганрогском заливе Азовского моря // Вестн. Юж. науч. центра РАН. Т. 6. Вып. 4. С. 105.

Скарлато О.А., Старобогатов Я.И. 1972. Класс двустворчатые моллюски // Определитель фауны Черного и Азовского морей. Киев. Наук. думка. Т.3. С. 178.

Стадниченко С.В., Золотарев В.Н. 2009. Популяционная структура морских двустворчатых моллюсков в районе дельты Дуная в 2007–2008 гг. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. науч. трудов НАН Украины. Морской гидрофиз. ин-т. Севастополь. ЭКОСИ–Гидрофизика. Вып. 20. С. 248.

Тимофеев В.А. 2016. Морфологические изменения жаберного аппарата двустворчатых моллюсков в связи с условиями обитания // Системы контроля окружающей среды. № 4(24). С. 118.

Щербань С.А., 2010. Тканевые особенности белкового синтеза у двустворчатого моллюска *Anadara inaeguivalvis* (Bruguiere) в условиях нормы и при дефицитепищи // Наукові записи Тернопільского національного педагогічного університету. Серія біологія. Спец. вып. Гідроекологія. № 3(44). С. 323.

Щербань С.А. 2018. Биохимические индикаторы пластического роста у представителей морских Bivalvia (Черное море) // Экосистемы. Вып. 14(44). С. 110. https://ekosystems.cfuv.ru/wp-content/uploads/2018/12/012scherban.pdf

Щербань С.А., Мельник А.В. 2020. Размерно-возрастные и фенотипические особенности соматического роста черноморского гребешка (*Flexopecten glaber ponticus,* Bivalvia, Pectinidae) // Зоол. журн. Т. 99. № 4. С. 363.

Karavanceva N.B., Shcherban S.A. 2014. Content of nucleic ads in gonads, sperms and eggs of the mussel *Mytilus galloprovincialis* at natural condition and thermal stimulaition // Hydrobiology J. V. 50. Iss. 6. P. 47.

Martinez G., Torres M., Uribe E. 1992. Biochemical composition of broodstock and early juvenile *Chilean scallops*, *Argopecten purpuratus* L. held in two different environments // J. Shellfish Res. V. 1. № 2. P. 307.

Mayrand E.J., Pellerin-Massicotte Vincent B.B. 1997. Small scale variability of biochemical indices of growth in *Mya arenaria* (L.) // J. Shellfish Res. V. 13. P. 199.

Shcherban S.A. 2012. Tissue peculiarites of the protein anabolism in bivalve molluck *Anadara inaeguivalvis* in norm, under foot deficit and anoxia // Hydrobiology J. V. 48. №. 2. P. 21.

Shcherban S.A. 2013. Biochemical indicators of processes of the protein synthesis and retention in hydrobionts. (A reweiv) // Hydrobiology J. V. 49. Iss. 4. P. 93.

Stillman H.B., Dahlhoff E.P., Somero G.N. 1996. Biochemical indicators of physiological state in the intertidal mussel *Mytilus californianus* // The Physiologist. V. 37. P. 921.

Comparative Aspects of the Study of Morpho-physiological and Biochemical Parameters of Somatic Growth in Populations of Two Species of Black Sea Bivalvia Mollusks — *Cerasoderma glaucum* and *Flexopecten glaber ponticus*

S. A. Shcherban[1, *], A. V. Temnykh[1]

[1]*Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of Russian Academy of Scieces, Sevastopol, Russia*

[*]*e-mail: Shcherbansa@yandex.ru*

Presented are the results of the analysis of the morpho-physiological and biochemical indicators of somatic growth in the Black Sea bivalve mollusks, the cockle *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) and the scallop *Flexopecten glaber ponticus* (Bucguoy, Dautzenberg et Dollfus, 1889), living in the vicinity of Sevastopol. The examples are of three size-age groups, in the length range from 12 to 30 mm for both species, the features of tissue biosynthesis (somatic growth) of soft tissues were studied. According to the total RNA content and the RNA/DNA index in the *C. glaucum*, it was shown that in the groups 17–22 and 23–28 mm (age two–three years), the level of synthesis of protein structures is 1.3–1.7 times higher than in the underyearlings. In individuals of the *F. glaber ponticus* with linear sizes of 13–17 and 21–24 mm (underyearlings), the level of synthesis of protein structures was 1.2–1.5 times higher than in larger individuals (age two years). The species specificity of somatic growth was most significantly manifested in the middle and older size groups of the

studied mollusks. The values of biochemical growth parameters in both species indicated an average level of tissue growth in comparison with other previously obtained data for the mass Black Sea bivalves. Linear regression models of size-weight values showed that for both species, the change in size explains 62–86% of the variation in body weight of the mollusk. Analysis of weight parameters (total mass/soft tissue mass) indicates a positive allometry of somatic tissue growth

Keywords: Cerastoderma glaucum, *Flexopecten glaber ponticus,* total wet mass, mass of tissues, total RNA, RNA/DNA index, growth rates, Black Sea

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 276–285

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ФИЗИОЛОГИЯ И БИОХИМИЯ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 597.5:591.111.05:611.018.6

СВЯЗЬ РАЗМЕРНО-МАССОВЫХ ХАРАКТЕРИСТИК, ПОКАЗАТЕЛЕЙ ОБМЕНА ВЕЩЕСТВ И КОНЦЕНТРАЦИИ РТУТИ В МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ ТРОПИЧЕСКОГО ВЬЕТНАМА

© 2024 г. А. А. Паюта[a], Е. А. Флерова[a, *], Д. А. Гульдина[a], А. С. Ключников[b], В. Т. Комов[c], Н. В. Лобус[d]

[a]*Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова, Ярославль, Россия*
[b]*Ярославский государственный технический университет, Ярославль, Россия*
[c]*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук, пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия*
[d]*Институт физиологии растений им. К.А. Тимирязева Российской академии наук, Москва, Россия*
[*]*e-mail: katarinum@mail.ru*

Поступила в редакцию 31.05.2022 г.
После доработки 19.07.2023 г.
Принята к публикации 20.07.2023 г.

Определено содержание основных показателей обмена веществ (белков, жиров, углеводов), золы и Hg в мышечной ткани рыб *Anabas testudineus*, *Channa gachua*, *Ch. striata*, *Clarias batrachus*, *Notopterus notopterus*, *Xenentodon cancila* из р. Кай (Кхань Хоа, Южный Вьетнам). Изучена взаимосвязь анализируемых параметров с длиной, массой, упитанностью и полом особей, обитающих в биотопах верхнего и нижнего течения реки. Для всех видов рыб установлено, что размерно-массовые характеристики у особей из нижнего течения реки достоверно выше по сравнению с таковыми у особей из верхнего течения, однако половые различия в длине и массе рыб были иными и разнонаправленными. Самки *Anabas testudineus*, *Clarias batrachus* и *Xenentodon cancila* из биотопов верхнего течения были достоверно крупнее самцов, для *Channa gachua* и *C. striata* различия не выявлены. В нижнем течении самки *Anabas testudineus* и *Channa striata* оставались достоверно крупнее самцов, у *Notopterus notopterus*, *Channa gachua* и *Clarias batrachus* самцы в 1.5–2 раза превышали размеры самок. Аналогичные закономерности выявлены в содержании белков, жиров, углеводов и Hg. Для самок характерно более интенсивное накопление Hg, белка и жира по сравнению с самцами. У *Channa gachua*, *C. striata*, *Notopterus notopterus* и *Xenentodon cancila* самки и самцы из верхнего течения реки содержали в ~1.5–3 раза больше Hg по сравнению с таковыми из нижнего течения. Для *Clarias batrachus* установлена противоположная закономерность, особи обоих полов из биотопов нижнего течения содержали в ~3–4 раза больше Hg по сравнению с верховьем. Достоверной связи содержания Hg с основными показателями обмена вещества, массой и длиной тела у большинства исследованных видов не выявлено. Наибольшие различия анализируемых параметров связаны с полом и условиями местообитания.

Ключевые слова: Южный Вьетнам, река Кай, тяжелые металлы, химический состав, биотоп, ртуть

DOI: 10.31857/S0320965224020065 **EDN:** xtlkxe

ВВЕДЕНИЕ

Ртуть (Hg) обладает уникальными физико-химическими свойствами, что обуславливает особенности ее концентрирования и перераспределения в различных компонентах окружающей среды, а разнообразие форм определяет специфику миграции и трансформации в природных и техногенных условиях (Ullrish et al., 2001; Lindberg et al., 2007; Sonke et al., 2023). В отличие от других тяжелых металлов, Hg способна эффективно накапливаться в пищевых цепях водных экосистем, оказывая широкий и разносторонний спектр негативных воздействий на живые организмы, их популяции и экосистемы в целом (Selin, 2009; Lobus, Komov, 2016; Yan et al., 2019; Crespo-Lopez et al., 2021; Mao et al., 2021).

В многокомпонентных трофических сетях пресноводных экосистем рыбы представляют собой чаще всего консументов второго и/или более высокого порядков (Костоусов и др. 2019; Параскив и др., 2022). Для них характерно наибольшее накопление Hg, по сравнению с други-

ми гидробионтами, поэтому для оценки отклика экосистемы на поступление металла в водные объекты часто используют уровни содержания Hg в мышечной ткани рыб (Wiener et al., 2006). Среди факторов, определяющих более интенсивное накопление Hg в рыбе, выделяют физико-химические параметры среды, показатели трофической структуры сообщества и функциональное состояние организма (Boudou et al., 1991). К основным абиотическим факторам относят низкие значения pH, умеренно высокую температуру, увеличение содержания растворенной Hg и низкую общую минерализацию воды (Sonke at al., 2023). Среди биотических факторов в первую очередь выделяют содержание Hg в потенциальных объектах питания, обеспеченность кормовой базой и степень разветвленности пищевой цепи, а также преобладание в экосистеме гетеротрофного звена над автотрофным (Watras et al., 1998; Степанова, Комов, 2004: Lobus, Komov, 2016). Немаловажный фактор в накоплении Hg — индивидуальные физиолого-биохимические показатели организма рыб. К ним относят длину, массу и возраст особи, скорость роста, содержание основных продуктов обмена веществ (белков, жиров, углеводов), паразитарную инвазию и общий иммунный статус (Немова, 2005; Zupo et al., 2019; Calboli et al., 2021; Aldhamin et al., 2021). Выбор определенной стратегии накопления, распределения и хранения биохимических компонентов, таких как белки, жиры, углеводы, а также макро- и микроэлементы позволяет видам адаптироваться к изменяющимся условиям среды, происходящим под влиянием климатических, природных и антропогенных факторов, и успешно конкурировать с другими видами за пищевой ресурс и жизненное пространство (Nargis, 2006; Lloret et al., 2014; Mustafa, 2016).

Река Кай, протекающая в провинции Кхань Хоа, Южный Вьетнам, является крупной водной артерией региона и имеет большое народно-хозяйственное значение. Она обеспечивает питьевым и техническим водоснабжением основные города и оросительные системы провинции, которые располагаются на всем ее протяжении. На реке осуществляется активное промысловое и любительское рыболовство, интенсивно развиваются многочисленные объекты аквакультуры (Павлов, Зворыкина, 2014). Эколого-геохимические и токсикологические исследования, проведенные на участках верхнего, среднего и нижнего течений реки, водоемах ее водосборного бассейна, а также прилегающих акваториях залива Нячанг, свидетельствуют о наличии природных и локальных антропогенных источников поступления Hg в водоток (Baturin et al., 2014; Lobus, Komov, 2016; Tomilina et al., 2016; Koukina et al., 2017). К основным источникам антропогенного загрязнения относят бытовые и коммунальные стоки, смывы с городских территорий во время ливней, частные судоверфи, располагающиеся в эстуарии и специализирующиеся на производстве и ремонте судов (Lobus et al., 2015; Linh et al., 2015; Koukina, Lobus, 2020). В исследованиях, проведенных ранее, были установлены региональные особенности содержания Hg в мышечной ткани тропических видов рыб Центрального и Южного Вьетнама (Lobus, Komov, 2016). Однако комплексный анализ не выявил статистически значимых зависимостей накопления Hg в мышечной ткани рыб от ее содержания в воде, взвешенном веществе или донных отложениях (Lobus et al., 2011; Лобус, 2012). Это свидетельствует о преимущественно трофическом аккумулировании Hg и наличии иных факторов, определяющих особенности ее накопления в мышечной ткани тропических видов рыб (Lobus, Komov, 2016).

Цель работы — изучить связь содержания Hg с размерно-массовыми характеристиками, полом особей и основными показателями обмена веществ у пресноводных тропических рыб, обитающих в биотопах верхнего и нижнего течения р. Кай.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проводили на р. Кай протяженностью 79 км, с площадью водосборного бассейна 1450 км^2. Река впадает в Южно-Китайское море, образуя эстуарий, в котором выражены горизонтальный и вертикальный градиенты солености. Ширина реки изменяется от 3 м в верхнем течении до 400 м в нижнем. Условия обитания гидробионтов различаются в верхнем и нижнем течении реки. В верхней части водотока дно каменистое, в нижней — преимущественно песчаное с гравием и илистым наносом. В верхней части реки скорость потока воды выше, чем в нижней (Павлов, Зворыкина, 2014; Koukina et al., 2017).

Рыбу отлавливали в сухой сезон с марта по август 2010 г. в верхнем (12.269° с.ш., 108.822° в.д.) и нижнем (12.263° с.ш., 109.109° в.д.) течении р. Кай. Для исследования химического состава мышц отбирали виды рыб, отличающиеся по типу питания: эврифаги *Clarias batrachus* (L., 1758) (n = 42) и *Anabas testudineus* (Bloch, 1792) (n = 35); зоофаги (факультативные хищники) *Channa gachua* (Hamilton, 1822) (n = 29), *Channa striata* (Bloch, 1797) (n = 53), *Xenentodon cancila* (Hamilton, 1822) (n = 22) и *Notopterus notopterus* (Pallas, 1769) (n = 33) (Kumar et al., 2007; Lobus, Komov, 2016; Khadse, Gadhikar, 2017; Самойлов, Чан Дык Зьен, 2022). Все исследуемые особи были половозрелыми.

У рыб измеряли длину и массу, с дорсальной части тела ниже спинного плавника отделяли ~5 г мышечной ткани. Для измерения содержания

ртути образцы предварительно высушивали конвекционным способом при температуре +35°С и до анализа хранили в холодильнике при температуре +5°С в герметичных контейнерах. Остаточная влажность образцов не превышала 5%.

В мышцах, высушенных до воздушно-сухого состояния, определяли количество жира, белка, минеральных веществ и углеводов в лаборатории отдела технологий животноводства Ярославского научно-исследовательского института животноводства и кормопроизводства — филиала ФНЦ "ВИК им. В.Р. Вильямса". Содержания белка получали по методу Кьельдаля с помощью полуавтоматической перегонной установки UDK 139 (Velp Scientifica, Италия, 2011 г.) (предел обнаружения ⩾0.1 мг азота). Долю жира определяли методом обезжиренного остатка в аппарате Сокслета с петролейным эфиром в качестве растворителя, минеральных веществ — гравиметрическим методом, температура сжигания 550°С (Perry et al., 2001; Kawabata et al., 2015). Общее количество углеводов рассчитывали, вычитая из общей массы высушенной ткани долю белка, липидов и минеральных веществ. Ошибка аналитических методов не превышала ±8–19%.

Массовую долю общей ртути в мышцах рыб получали в лаборатории физиологии и токсикологии Института биологии внутренних вод РАН, использовали метод беспламенной атомной абсорбции на ртутном анализаторе РА-915$^+$ с применением приставки ПИРО-915$^+$ Люмэкс, Россия. Точность и достоверность получаемых данных контролировали с помощью сертифицированного биологического материала, изготовленного из печени и мышц акулы (DOLT-2, DORM-2). Нижний предел обнаружения был 0.5 нг/г, ошибка определения не превышала 10%.

Статистическую обработку проводили в два этапа. Первоначально сравнили полученные данные в весенний и летний периоды, чтобы исключить значимые различия между показателями у рыб, отличающихся стадией зрелости гонад. Поскольку достоверных различий между показателями не было обнаружено, выборки за весенне-летний сезон объединили.

Результаты исследования представлены в виде средних значений и их стандартных средних ошибок. Статистическую значимость различий между средними значениями показателей оценивали с помощью методов параметрического дисперсионного анализа (ANOWA, LSD-test). Для проведения множественных апостериорных сравнений средних значений переменных применяли критерий Тьюки (Tukey's HSD).

Для выбора методов корреляционного анализа использовали анализ нормальности распределения показателей с помощью критерия Shapiro–Wilk test. В случае нормального распределения для корреляционного анализа применяли критерий Пирсона, в случае ненормального распределения — критерий Спирмена.

Уровень значимости p при использовании всех вышеуказанных тестов принимали равным ⩽0.05. Математический анализ и обработку результатов проводили с использованием лицензионного пакета программ: MS Excel 2016, Statistica 2010.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В р. Кай самки были крупнее самцов вне зависимости от мест отбора, лишь в нижнем течении самцы *Channa gachua* достоверно превосходили самок по длине и массе тела (табл. 1). Большинство особей из нижнего течения реки были крупнее, чем таковые из верхнего, однако достоверные различия обнаружены только между размерно-массовыми показателями *C. gachua* и *Clarias batrachus* (табл. 1).

При сравнении биохимического состава мышц исследуемых видов из верхнего и нижнего течений р. Кай обнаружен ряд тенденций (табл. 2). Самки из верхнего течения водотока по содержанию белка и жира превосходили таковых из нижнего течения, за исключением *Anabas testudineus* по белку и *Channa striata* и *Ch. gachua* по жиру. В мышцах самцов *Notopterus notopterus* и *Clarias batrachus* из нижнего течения содержание белка оказалось больше, чем у особей в верхнем течении; минеральных веществ у *Channa gachua* и *Clarias batrachus* — меньше. Вне зависимости от пола, особи из верхнего течения реки, за исключением *Anabas testudineus* и *Clarias batrachus*, превосходили по содержанию Hg таковых из нижнего течения (табл. 2).

При сравнении биохимического состава мышц особей разного пола в верхнем течении р. Кай обнаружена тенденция большего содержания белка в мышцах самок исследованных видов по сравнению с самцами, за исключением *Channa gachua* (табл. 2). Не выявлено общей закономерности накопления жира в мышцах видов верхнего течения р. Кай от пола особей. Доля жира в мышцах самок *Xenentodon cancila*, *Channa striata*, *C. gachua* было больше, чем у самцов, у *Anabas testudineus* и *Clarias batrachus* — меньше (табл. 2).

Выявлена тенденция увеличения содержания углеводов и минеральных веществ в мышцах самцов верхнего течения по сравнению с самками, за исключением самцов *Anabas testudineus*, в мышцах которых количество золы было достоверно ниже, чем у особей женского пола (табл. 2). Для биотопа, приуроченного к верхнему течению реки, обнаружена тенденция более высокого содержания Hg в мышечной ткани самок по сравнению с самцами. Однако данные различия были статистически недостоверны (табл. 2).

Таблица 1. Длина и масса тела промысловых видов рыб р. Кай

Пол	Верхнее течение		Нижнее течение	
	масса, г	длина, см	масса, г	длина, см
Пресноводный сарган *Xenentodon cancila*				
Самец	13.5 ± 1.5[a] 9.0–24.0	17.7 ± 0.6[a] 15.5–21.0	–	
Самка	23.9 ±3.8[a] 11.0–44.0	20.9 ± 1.1[a] 17.5–25	19.0 ± 4.6 13.0–26.0	20.1 ± 3.1 16.4–25.0
Нотоптерус бронзовый *Notopterus notopterus*				
Самец	54.0 ± 9.6 20.0–118.0	16.5 ± 0.9 12.0–21.5	73.8 ± 11.6 16.0–127.0	19.3 ± 0.8 16.0–23.0
Самка	–	–	58.6 ± 9.6 10.0–110.0	18.3 ± 0.9 14.5–22.0
Анабас *Anabas testudineus*				
Самец	12.8 ± 0.7[a] 10.0–16.0	7.1 ± 0.2 6.5–8.5	15.8 ± 2.8[a] 10.0–25.0	7.7 ± 0.3[a] 7.0–8.5
Самка	19.3 ± 2.4[a] 13.0–31.0	8.1 ± 0.3 7.0–9.5	26.0 ± 3.7[a] 16.0–46.0	8.7 ± 0.5[a] 7.0–11.0
Змееголов шеврон *Channa striata*				
Самец	86.4 ± 10.3 50.0–197.0	20.6 ± 1.0 14.0–30.0	115.2 ± 10.2 51.0–307.0	19.8 ± 0.6 15.0–27.0
Самка	88.0 ± 15.2 67.0–124.0	20.0 ± 1.0 17.0–23.0	182.8 ± 31.6 87.0–300.0	25.5 ± 2.9 18.0–35.0
Змееголов карликовый *Ch. gachua*				
Самец	68.9 ± 11.1 11.0–201.0	15.7 ± 0.8 9.0–23.0	418.6 ± 50.2[a, *] 332.0–584.0	30.2 ± 1.4[a, *] 28.0–35.0
Самка	66.1 ± 10.9 36.0–114.0	15.6 ± 0.9 13.0–20.0	102.0 ± 0.0[a, *] 100.0–104.5	18.0±0.2[a, *] 17.5–19.5
Лягушковый клариевый сом *Clarias batrachus*				
Самец	53.5 ± 18.2[a] 31.0–100.0	17.4 ± 2.2[a] 14.0–22.0	302.5 ± 39.3[*] 100.0–514.5	31.7 ± 1.5[*] 22.0–41.0
Самка	133.1 ± 25.1[a] 34.0–375.0	23.1 ± 1.2[a] 17.0–32.0	242.6 ± 41.6[*] 112.0–375.0	28.8 ± 1.1[*] 26.0–32.0

Примечание. Над чертой — среднее значение и его ошибка, под чертой — диапазон минимального и максимального значения. * – отличия от верхнего течения достоверны при $p \leqslant 0.05$; статистически значимые различия между показателями у особей разного пола в одном течении отмечены одинаковыми надстрочными буквенными индексами, $p \leqslant 0.05$; “–” – данные отсутствуют.

У самцов исследуемых видов верхнего течения р. Кай не обнаружено зависимости между содержанием ртути в мышцах и размерно-массовыми характеристиками, за исключением особей *Channa striata*, у которых установлена положительная достоверная корреляция между количеством ртути и длиной (табл. 3). У самок *Anabas testudineus*, *Channa gachua* и *Clarias batrachus* выявлена положительная корреляция количества ртути с массой и длиной особей; у самок *Channa striata* — только с массой (табл. 3). В верхнем течении достоверных корреляций между содержанием ртути и количеством белка в мышцах исследуемых видов не обнаружено, за исключением выявленной отрицательной зависимости у самцов *Channa striata* (–0.673, $p = 0.033$).

При сравнении биохимического состава мышц особей разного пола в нижнем течении р. Кай обнаружена тенденция к увеличению доли белка и уменьшению количества углеводов у самок по сравнению самцами (табл. 2). По содержанию жира мышечная ткань самок *Anabas testudineus*, достоверно превосходила мышцы самцов (табл. 2). Обнаружена тенденция большего содержания минеральных веществ и меньшего содержания Hg в мышцах самцов по сравнению с самками. Однако достоверных различий между показателями не выявлено (табл. 2).

Таблица 2. Химический состав скелетных мышц основных промысловых видов рыб р. Кай

Пол	Верхнее течение					Нижнее течение				
	Белок	Зольные вещества	Жир	Углеводы	C, Hg, мкг/г	Белок	Зольные вещества	Жир	Углеводы	C, Hg, мкг/г
	мг/г					мг/г				
Xenentodon cancila										
Самец	795 ± 10 755–826	47.1 ± 2.6 40.9–55.6	58.8 ± 11.1 15.8–83.9	99.4 ± 22.9 58.8–188.1	1.32 ± 0.05 0.81–1.61	–	–	–	–	–
Самка	823 ± 20 762–893	40.6 ± 5.8 27.0–52.8	81.0 ± 22.8 27.1–159.0	64.1 ± 16.1 26.7–102.4	1.46 ± 0.28 0.81–2.33	754 ± 32 708–800	64.3 ± 0.2* 64.1–64.6	41.8 ± 15.9 27.9–67.8	140.4 ± 21.6* 105.2–159.3	0.51 ± 0.21* 0.23–0.78
Notopterus notopterus										
Самец	811 ± 11 778–840	49.2 ± 3.4 45.5–61.4	65.2 ± 11.9 42.8–100.5	74.5 ± 18.0 14.3–101.7	0.54 ± 0.15 0.17–0.76	836 ± 16 784–880	49.9 ± 2.7 40.6–58.8	70.9 ± 11.6 45.4–110.4	43.4 ± 18.4 1.1–114.4	0.36 ± 0.11[a] 0.18–0.77
Самка	–	–	–	–	–	854 ± 20 825–904	52.4 ± 2.9 48.7–58.7	63.2 ± 17.8 35.3–106.4	30.7 ± 12.4 6.6–42.8	1.31 ± 0.12[a] 0.36–1.84
Anabas testudineus										
Самец	798 ± 50 716–843	52.9 ± 1.2[a] 51.1–54.5	94.0 ± 6.4 85.0–103.0	55.6 ± 54.8 3.2–144.6	0.12 ± 0.05 0.05–0.26	794 ± 31 750–838	57.8 ± 9.8 43.7–71.3	36.0 ± 9.2[a,*] 23.1–49.1	112.2 ± 28.4 80.5–157.2	0.17 ± 0.01 0.05–0.31
Самка	824 ± 5.0 819–833	63.9 ± 4.4[a] 57.7–70.1	74.3 ± 14.4 54.0–94.8	37.5 ± 20.5 13.7–69.7	0.23 ± 0.11 0.10–0.54	850 ± 11 812–877	28.7 ± 10.3* 37.2–54.0	64.7 ± 7.0[a] 40.1–77.3	41.8 ± 15.4 9.3–74.0	0.23 ± 0.03 0.10–0.51
Channa striata										
Самец	862 ± 10 820–915	49.9 ± 3.3 37.6–67.2	61.8 ±6.9 27.2–84.5	26.1 ± 7.2 1.3–66.5	0.85 ± 0.20 0.23–1.91	813 ± 8.0* 754–846	53.9 ± 2.3 38.4–69.2	112.2 ± 7.9* 66.6–156.7	20.7 ± 6.2[a] 0.4–69.9	0.28 ± 0.07* 0.11–0.92
Самка	870 ± 6.0 861–878	46.0 ± 10.0 30.6–58.5	73.1 ± 10.1 56.9–83.7	11.4 ± 6.2 6.1–21.5	0.89 ± 0.41 0.52–1.17	817 ± 7.0* 792–827	51.7 ± 4.7 41.8–65.4	127.4 ± 11.0* 104.5–161.5	4.1 ± 2.5[a] 0.4–12.7	0.37 ± 0.11 0.07–0.62
Channa gachua										
Самец	881 ± 8.0 860–900	55.3 ± 3.3[a] 44.2–64.3	47.0 ± 9.2 31.0–85.5	16.5 ± 6.7 0.4–41.4	0.66 ± 0.13 0.27–1.19	842 ± 11* 806–865	54.5 ± 5.0 41.2–66.8	62.1 ± 9.9 32.3–83.5	42.0 ± 21.2 2.4–112.0	0.46 ± 0.06 0.45–0.47
Самка	880 ± 11 865–908	43.0 ± 4.3[a] 32.9–49.9	56.3 ± 9.8 39.1–79.2	20.8 ± 11.9 1.6–45.4	0.76 ± 0.11 0.50–1.19	865 ± 14 843–880	46.2 ± 1.9 43.4–48.9	58.9 ± 4.6 52.3–65.2	30.0 ± 20.1 5.7–61.2	0.69 ± 0.13 0.63–0.75
Clarias batrachus										
Самец	745 ± 29 684–790	62.7 ± 11.1 47.1–90.3	99.5 ± 18.7 52.0–121.2	92.3 ± 47.7 0.63–163.1	0.65 ± 0.15 0.40–0.61	816 ± 13* 742–841	48.1 ± 5.6 20.1–60.7	75.9 ± 4.8 54.9–91.7	60.5 ± 12.5 26.9–120.4	2.10 ± 0.37* 0.53–3.26
Самка	823 ± 70 783–868	45.5 ± 4.3 31.9–55.2	98.5 ± 13.2 32.0–163.7	32.2 ± 7.0 0.9–74.0	0.58 ± 0.10 0.22–3.12	817 ± 10 791–841	43.7 ± 1.4 41.8–48.6	93.3 ± 14.5 54.6–133.0	45.7 ± 14.6 14.5–79.1	2.15 ± 0.17* 1.4–3.1

Примечание. C — концентрация ртути. Над чертой — среднее значение и его ошибка, под чертой — диапазон минимального и максимального значения. * – отличия от верхнего течения достоверны при $p \leqslant 0.05$; статистически значимые различия между показателями у особей разного пола в одном течении отмечены одинаковыми надстрочными буквенными индексами, $p \leqslant 0.05$; “–” – данные отсутствуют.

Таблица 3. Коэффициенты корреляции Спирмена (*r*) между содержанием ртути в мышцах и длиной и массой рыб р. Кай

Пол	Масса						Длина					
	Верхнее течение			Нижнее течение			Верхнее течение			Нижнее течение		
	n	*r*	з	*n*	*r*	*p*	*n*	*r*	*p*	*n*	*r*	*p*
Xenentodon cancila												
Самец	10	0.182	0.614	–	–	–	10	0.031	0.933	–	–	–
Самка	9	–0.017	0.966	3	–0.500	0.667	9	–0.178	0.645	3	–0.500	0.666
Notopterus notopterus												
Самец	13	0.225	0.459	11	0.615	0.044	13	0.342	0.253	11	0.547	0.102
Самка	–	–	–	9	0.504	0.166	Данные отсутствуют			9	0.588	0.096
Anabas testudineus												
Самец	12	0.132	0.682	5	–0.300	0.624	12	0.055	0.866	5	–0.359	0.553
Самка	8	0.712	0.048	10	0.332	0.348	8	0.699	0.054	10	0.458	0.183
Channa striata												
Самец	18	0.207	0.410	25	0.021	0.921	18	0.583	0.011	25	0.193	0.356
Самка	4	0.600	0.400	6	0.771	0.072	4	0.100	0.873	6	0.886	0.019
Channa gachua												
Самец	16	0.447	0.083	5	–0.671	0.215	16	0.409	0.116	5	–0.688	0.199
Самка	8	0.571	0.139	–	–	–	8	0.590	0.123	–	–	–
Clarias batrachus												
Самец	4	–0.200	0.800	12	0.448	0.145	4	– 0.200	0.800	12	0.270	0.396
Самка	19	0.684	0.001	7	0.414	0.355	19	0.568	0.011	7	0.382	0.398

Примечание. *n* — число экземпляров, *p* — уровень значимости; “–” – данные отсутствуют).

В нижнем течении положительная корреляция между содержанием ртути в мышцах и размерами тела зарегистрирована у особей обоего пола *Notopterus notopterus*, а также самок *Channa striata*. Отрицательная зависимость между показателями выявлена у самок *Xenentodon cancila* и самцов *Channa gachua* (табл. 3). В нижнем течении р. Кай не найдено достоверных корреляционных зависимостей содержания ртути и количества белка в мышцах исследованных видов.

Выявлены межвидовые различия содержания ртути в организме рыб (табл. 2). В верхнем течении количество Hg в мышцах возрастало в ряду *Anabas testudineus — Notopterus notopterus — Clarias batrachus — Channa gachua — Ch. striata — Xenentodon cancila*, в нижнем течении в ряду *Anabas testudineus — Channa striata — Xenentodon cancila — Channa gachua — Notopterus notopterus — Clarias batrachus*.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В работах по изучению водоемов провинции Кханьхоа не выявлено статистически значимой зависимости содержания ртути в мышцах рыб от ее концентрации в воде или донных отложениях (Лобус, 2012; Lobus, Komov, 2016). Это свидетельствует о преимущественно трофическом пути накоплении металла у тропических видов рыб. Хищное питание способствует более интенсивному накоплению ртути, в том числе в водоемах Вьетнама (Grieb et al., 1990; Wiener et al., 2006; Lobus, Komov, 2016). Количество Hg в тканях рыб увеличивается в ряду планктоноядные, типичные бентосоядные, бентосоядные со значительной долей рыбы в пище, типичные хищники (Storelli et al., 2007; Немова и др., 2014; Živković et al., 2017). В р. Кай концентрация Hg в мышцах зоофагов превышала таковую у эврифагов. Исключением был эврифаг *Clarias batrachus*, в мышцах которого содержание Hg было больше, чем у многих факультативных хищников.

Однако для всех видов рыб различия анализируемых параметров, наряду с типом питания, также были связаны с полом и условиями местообитания. Известно, что биотопы верхнего и нижнего течения р. Кай существенно различаются по гидродинамическим и гидрохимическим условиям среды (Lobus et al., 2011). Для низовья р. Кай благодаря низкой скорости течения воды, преимущественно заиленному дну, многочисленным плесам и затонам характерны более благоприятные условия для развития потенциальной кормовой базы рыб и ее более высокому видовому разнообразию. Верховье реки, наоборот, харак-

теризуется высокой скоростью течения, каменистым и крупнопесчаным дном, низкой биомассой и биоразнообразием сообществ зоопланктона и зообентоса (Павлов, Зворыкина, 2014). С одной стороны, различия размерно-массовых характеристик и химического состава мышечной ткани рыб отражают совокупность локальных абиотических и биотических факторов среды, способствующих накоплению Hg в биоте (Lobus et al., 2011; Лобус, 2012). С другой стороны, установленные высокие внутривидовые различия содержания Hg в самцах и самках из биотопов верхнего и нижнего течения отражают их локальную пищевую дифференциацию (Lobus, Komov, 2016). У доминирующих по численности рыб выявлены внутривидовые экологические группы особей, различающиеся адаптивным набором морфологических и поведенческих признаков. Данные различия позволяют им наиболее полно осваивать экологические субниши с разными ресурсами, эффективно использовать кормовую базу местообитаний и снижать внутри- и межвидовую пищевую конкуренцию (Stolbunov, Pavlov, 2006; Столбунов, 2014).

Ртуть и другие тяжелые металлы специфичны по механизмам воздействия на организм. Однако все они оказывают влияние на скорость обменных процессов (Golovanova, 2008; Moiseenko, 2010; Немова и др., 2014). Кроме этого, в организме рыб на интенсивность обмена веществ влияют возраст, пол, пищевой рацион и трофическое положение в пищевой цепи (Ganguly et al., 2017; Мирошниченко, Флерова, 2018; Payuta, Flerova, 2019).

В биотопах верхнего и нижнего течения р. Кай концентрация Hg в мышечной ткани самок, как правило, была выше, чем у самцов. Вероятно, это связано с половыми особенностями биосинтеза и накопления основных продуктов (белков, жиров, углеводов) обмена веществ в организме (Lloret et al., 2014). Самкам необходимо потреблять большее количество пищи для поддержания энергетических затрат, связанных с производством икры (Diana, MacKay, 1979; Adams et al., 1982; Wootton, 1985). При этом, лишь небольшая часть Hg переносится в икру и утилизируется из организма во время нереста (Nicoletto, Hendricks, 1988). Кроме того, существует гипотеза, согласно которой уменьшение количества Hg в организме самцов — результат стратегии выживания за счет снижения активности кормления. Это, предположительно, снижает риск нападения хищников при добывании пищи (Rennie et al., 2008). Схожая закономерность наблюдалась у различных видов рыб, обитающих в водоемах тропических и умеренных широт. В целом биоэнергетическая концепция питания согласуется с полученными нами результатами не только по половому диморфизму содержания Hg, но и размерам тела и биохимическому составу мышечной ткани (Nargis, 2006; Немова и др., 2014; Madenjian et al., 2015; Mustafa, 2016; Payuta, Flerova, 2019).

Рядом авторов была показана положительная корреляция между содержанием ртути и размером тела у крупных морских хищных рыб, в том числе с малым разбросом размерной выборки (Storelli et al., 2007; Burger, Gochfeld, 2011; Chen et al., 2014). У пресноводных видов, в том числе тропических, подобная зависимость в большинстве случаев не установлена (Brabo et al., 2000; Lima et al., 2000; Чемагин и др., 2019). Исследователи объясняют положительную корреляцию между содержанием ртути в мышцах рыб и их размером накоплением металла с возрастом особей и питанием крупной рыбой (Živković et al., 2017). Однако в условиях быстро растущей популяции темпы роста организмов способны превышать скорость поглощения металла, что приводит к уменьшению количества накопленной ртути. Поэтому внутривидовая вариабельность содержания металла не может в полной мере объясняться размерно-массовыми различиями особей (Lobus, Komov, 2016). Это подтверждается нашим исследованием. Положительная достоверная корреляция между размерами тела и концентрацией Hg в мышечной ткани не была обнаружена для большинства исследованных видов рыб.

Биохимические механизмы накопления Hg в организме гидробионтов, как правило, связаны с сульфгидрильными группами белков (Piras et al., 2020; Ajsuvakova et al., 2020; Perrone et al., 2023). Это может выражаться в положительной корреляции между содержанием Hg и количеством белка в мышечной ткани (Lange et al., 1994), однако в нашем исследовании такая зависимость не найдена.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В мышцах шести видов рыб, обитающих в тропическом регионе, выявлены межвидовые и внутривидовые особенности основного химического состава мышц и содержания в них ртути. Выявлен ряд тенденций в изменении размеров тела, накопления биохимических компонентов и ртути между особями разного пола. В целом, самки были крупнее самцов. В мышечной ткани самок, по сравнению с самцами, содержится больше ртути, белка и жира, меньше — минеральных веществ. Достоверные зависимости между содержанием ртути и размерами тела, а также содержанием ртути и количеством белка в мышцах большинства исследованных особей не установлены. Особи одного вида, обитающие в верховьях и низовьях р. Кай — биотопах с разными гидродинамическими и гидрохимическими условиями — отличаются по массе, длине, содержанию белка, жира и ртути в мышечной ткани. Содержание

ртути в мышцах увеличивалось от эврифагов к зоофагам. Исключение — эврифаг *Clarias batrachus*, который по содержанию ртути превосходил многих факультативных хищников.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарят коллектив Российско-Вьетнамского научно-исследовательского и технологического центра (г. Нячанг, Вьетнам) за помощь и поддержку при проведении исследований.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена при финансовой поддержке Государственного задания Министерства науки и высшего образования (№ 122042700045-3, Оценка трофической миграции ртути).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Костоусов В.Г., Адамович Б.В., Жукова А.А. и др. 2019. Об определении допустимого изъятия рыбной продукции в зависимости от продукционных характеристик водоемов // Вестн. рыбохоз. науки. Т. 6. № 4. С. 51.

Лобус Н.В. 2012. Содержание ртути в донных отложениях водоемов Южного Вьетнама // Токсикол. вестн. № 2. С. 41.

Мирошниченко Д.А., Флерова Е.А. 2018. Опыт выращивания радужной форели в условиях высокогорья Южного Вьетнама: показатели роста и химический состав скелетных мышц // Тр. ВНИРО. Т. 170. С. 116.

Немова Н.Н. 2005. Биохимические эффекты накопления ртути у рыбы. М.: Наука.

Немова Н.Н., Лысенко Л.А., Мещерякова О.В., Комов В.Т. 2014. Ртуть в рыбах: биохимическая индикация // Биосфера. Т. 6. № 2. С. 176.

Павлов Д.С., Зворыкин Д.Д. 2014. Миграции пресноводных рыб Вьетнама // Экология внутренних вод Вьетнама. М.: Тов-во науч. изд. КМК. С. 279.

Параскив А. А., Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю. и др. 2022. Аккумулирующая способность гидробионтов и взвешенного вещества в отношении радиоизотопов плутония в прибрежных акваториях (Севастопольская бухта, Черное море) // Вестн. ТГУ. Биол. № 60. С. 78. https://doi.org/.org/10.17223/19988591/60/5

Самойлов К.Ю., Чан Дык Зьен. 2022. Морфологическая изменчивость и особенности биологии анабаса *Anabas testudineus* в водных объектах разного типа // Биол. внутр. вод. № 3. С. 212.

https://doi.org/.org/10.31857/S0320965222020127

Степанова И.К., Комов В.Т. 2004. Роль трофической структуры экосистемы водоемов Северо-запада России в накоплении ртути в рыбе // Гидробиол. журн. Т. 40. № 2. С. 87.

Столбунов И.А. 2014. Адаптивные комплексы морфологических и поведенческих признаков рыб из лотических и лимнических местообитаний // Экология внутренних вод Вьетнама. М.: Тов-во науч. изд. КМК. С. 371.

Чемагин А.А., Волосников Г.И., Кыров Д.Н., Либерман Е.Л. 2019. Тяжелые металлы Hg, Cd, Pb в организме стерляди (*Acipenser ruthenus* L.), Нижний Иртыш // Вестн. МГТУ. Т. 22. № 2. С. 225. https://doi.org/.org/10.21443/1560-9278-2019-22-2-225-233

Adams S.M., McLean R.B., Parrotta J.A. 1982. Energy partitioning in largemouth bass under conditions of seasonally fluctuating prey availability // Trans. Am. Fish. Soc. V. 111. № 5. P. 549. https://doi.org/.org/10.1577/1548-8659(1982)111%3C549:EPILBU%3E2.0.CO;2

Ajsuvakova O.P., Tinkov A.A., Aschner M. et al. 2020. Sulfhydryl groups as targets of mercury toxicity // Coord. Chem. ReV. V. 417. P. 213343. https://doi.org/.org/10.1016/j.ccr.2020.213343

Aldhamin A.S., Al-Warid H.S., Al-Moussawi A.A. 2021. Helminths and their fish hosts as bioindicators of heavy metal pollution: A review // Int. J. Aquat. Sci. V. 12. № 2. P. 3401.

Baturin G.N., Lobus N.V., Peresypkin V.I., Komov V.T. 2014. Geochemistry of channel drifts of the Kai River (Vietnam) and sediments of its mouth zone // Oceanology. V. 54. № 6. P. 788. https://doi.org/.org/10.1134/S0001437014050026

Boudou A., Delnomdedieu M., Georgescauld D. et al. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels) // Water, Air, Soil Pollut. V. 56. № 1. P. 807. https://doi.org/.org/10.1007/BF00342318

Brabo E.S., Santos E.O., Faial K.D. 2000. Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Para State, Brazil // Environ. Res. V. 84. № 3. P. 197.

Burger J., Gochfeld M. 2011. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season // Sci. Total Environ. V. 409. № 8. P. 1418. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2010.12.034

Calboli F.C., Delahaut V., Deflem I. et al. 2021. Association between Chromosome 4 and mercury accumulation in muscle of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) // Evol. Appl. V. 14. № 10. P. 2553. https://doi.org/.org/10.1111/eva.13298

Chen C.Y., Lai C.C., Chen K.S. et al. 2014. Total and organic mercury concentrations in the muscles of Pacific albacore (*Thunnus alalunga*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*) // Mar. Poll. Bull. V. 85. № 2. P. 606. https://doi.org/.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.039

Crespo-Lopez M.E., Augusto-Oliveira M., Lopes-Araújo A. et al. 2021. Mercury: What can we learn from the Amazon? // Environ. Int. V. 146. P. 106223. https://doi.org/.org/10.1016/j.envint.2020.106223

Diana J.S., Mackay W.C. 1979. Timing and magnitude of energy deposition and loss in the body, liver, and

gonads of northern pike (*Esox lucius*) // J. Fish. Res. Board Can. V. 36. № 5. P. 481. https://doi.org/.org/10.1139/f79-071

Ganguly S., Mahanty A., Mitra T., Mohanty B.P. 2017. Proximate composition and micronutrient profile of different size groups of hilsa *Tenualosa ilisha* (Hamilton, 1822) from river Ganga // Indian J. Fish. V. 64. P. 62. https://doi.org/.org/10.21077/ijf.2017.64.special-issue.76203-09

Golovanova I.L. 2008. Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates // Inland Water Biol. V. 1. P. 93. https://doi.org/.org/10.1007/s12212-008-1014-1

Grieb T.M., Bowie G.L., Driscoll C.T. et al. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan Peninsula // Environ. Toxicol. and Chem. V. 9. № 7. P. 919. https://doi.org/.org/10.1002/etc.5620090710

Kawabata F., Mizushige T., Uozumi K. et al. 2015. Fish protein intake induces fast-muscle hypertrophy and reduces liver lipids and serum glucose levels in rats // Biosci. Biotechnol. Biochem. V. 79. № 1. P. 109. https://doi.org/.org/10.1080/09168451.2014.951025

Khadse T.A., Gadhikar Y.A. 2017. Histological and ultrastructural study of intestine of Asiatic knife fish, *Notopterus notopterus* // Int. J. Fish. Aquat. Stud. V. 5. № 1. P. 18-22.

Koukina S.E., Lobus N.V. 2020. Relationship between enrichment, toxicity, and chemical bioavailability of heavy metals in sediments of the Cai River estuary // Environ. Monit. Assess. V. 192. P. 305. https://doi.org/.org/10.1007/s10661-020-08282-6

Koukina S.E., Lobus N.V., Peresypkin V.I. et al. 2017. Abundance, distribution and bioavailability of major and trace elements in surface sediments from the Cai River estuary and Nha Trang Bay (South China Sea, Vietnam) // Estuar. Coast. Shelf. Sci. V. 198. P. 450. https://doi.org/.org/10.1016/j.ecss.2016.03.005

Kumar P., Prasad Y., Patra A.K., Swarup D. 2007. Levels of cadmium and lead in tissues of freshwater fish (*Clarias batrachus* L.) and chicken in Western UP (India) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. V. 79. P. 396. https://doi.org/.org/10.1007/s00128-007-9263-y

Lange T.R., Royals H.E., Connor L.L. 1994. Mercury accumulation in largemouth bass *(Micropterus salmoides)* in a Florida Lake // Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 27. № 4. P. 466. https://doi.org/.org/10.1007/BF00214837

Lima A.P., Muller R.C., Sarkis J.E. et al. 2000. Mercury contamination in fish from Santarem, Para, Brazil // Environ. Res. V. 83. № 2. P. 117. https://doi.org/.org/10.1006/enrs.2000.4051

Lindberg S.E., Bullock R., Ebinhaus R. 2007. Synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition // AMBIO. V. 36. № 1. P. 19.

Linh V.T.T., Kiem D.T., Ngoc P.H. et al. 2015. Coastal sea water quality of Nha Trang bay, Khanh Hoa, Viet Nam // JSOE. V. 5. № 3. P. 123. https://doi.org/.org/10.17265/2159-5879/2015.03.003

Lloret J., Shulman G.E., Love R.M. 2014. Condition and health indicators of exploited marine fishes. Oxford: Wiley Blackwell.

Lobus N.V., Komov V.T. 2016. Mercury in the muscle tissue of fish in the Central and South Vietnam // Inland Water Biol. V. 9. № 3. P. 319. https://doi.org/.org/10.1134/S1995082916030159

Lobus N.V., Komov V.T., Thanh N.T.H. 2011. Mercury concentration in ecosystem components in water bodies and streams in Khanh Hoa province (Central Vietnam) // Water Res. V. 38. № 6. P. 799. https://doi.org/.org/10.1134/S0097807811060091

Lobus N.V., Peresypkin V.I., Shulga N.A et al. 2015. Dissolved, particulate, and sedimentary organic matter in the Cai River basin (Nha Trang Bay of the South China Sea) // Oceanology. V. 55. № 3. P. 339. https://doi.org/.org/10.1134/S0001437015030121

Madenjian C.P., Stapanian M.A., Cott P.A. et al. 2015. Females exceed males in mercury concentrations of burbot *Lota lota* // Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 68. № 4. P. 678. https://doi.org/.org/10.1007/s00244-015-0131-1

Mao L., Liu X., Wang Z. et al. 2021. Trophic transfer and dietary exposure risk of mercury in aquatic organisms from urbanized coastal ecosystems // Chemosphere. V. 281. P. 130836. https://doi.org/.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130836

Moiseenko T.I. 2010. Effect of toxic pollution on fish populations and mechanisms for maintaining population size // Rus. J. Ecol. V. 41. № 3. P. 237. https://doi.org/.org/10.1134/S1067413610030070

Mustafa Ö.Z. 2016. Nutrition and gender effect on body composition of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) // J. VetBio Sci. Tech. V. 1. № 1. P. 20.

Nargis A. 2006. Seasonal Variation in the Chemical Composition of Body Flesh of Koi Fish *Anabas testudineus* (Bloch) (Anabantidae: Perciformes) // Bangladesh J. Sci. Ind. Res. V. 41. № 43. P. 219. https://doi.org/.org/10.3329/bjsir.v41i3.292

Nicoletto P.F., Hendricks A.C. 1998. Sexual differences in accumulation of mercury in four species of centrarchid fishes // Can. J. Zool. V. 66. № 4. P. 944.

Payuta A.A., Flerova E.A. 2019. Some Indicators of Metabolism in the Muscles, Liver, and Gonads of Pike-Perch *Sander lucioperca* and Sichel *Pelecus cultratus* from the Gorky Reservoir // J. Ichthyology. V. 59. № 2. P. 225. https://doi.org/.org/10.1134/S0032945219020152

Perrone P., Spinelli S., Mantegna G. et al. 2023. Mercury chloride affects band 3 protein-mediated anionic transport in red blood cells: role of oxidative stress and protective effect of olive oil polyphenols // Cells. V. 12. P. 424. https://doi.org/.org/10.3390/cells12030424

Perry D., Shorthose W.R., Ferguson D.M., Thompson J.M. 2001. Methods used in the CRC program for the determination of carcass yield and beef quality // Aust. J. ExP. Agric. V. 41. № 7. P. 953. https://doi.org/.org/10.1071/EA00092

Piras P., Bella A., Cossu M. et al. 2020. A representative sampling of tuna muscle for mercury control // Ital. J. Food Saf. V. 9. P. 9055. https://doi.org/.org/10.4081/ijfs.2020.9055

Rennie M.D., Purchase C.F., Lester N. et al. 2008. Lazy males? Bioenergetic differences in energy acquisition and metabolism help to explain sexual size dimorphism in percids // J. Anim. Ecol. V. 77. № 5. P. 916. https://doi.org/.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01412.x

Selin N.E. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review // Annu. ReV. Environ. Resource. V. 34. № 1. P. 43. https://doi.org/.org/10.1146/annurev.environ.051308.084314

Storelli M.M., Barone G., Piscitelli G., Marcotrigiano G.O. 2007. Mercury in fish: concentration vs. fish size and estimates of mercury intake // Food Addit. Contam. V. 24. № 12. P. 1353. https://doi.org/.org/10.1080/02652030701387197

Sonke J.E., Angot H., Zhang Y. et al. 2023. Global change effects on biogeochemical mercury cycling // Ambio. V. 52. P. 853. https://doi.org/10.1007/s13280-023-01855-y

Stolbunov I.A., Pavlov D.D. 2006. Behavioral differences of various ecological groups of roach *Rutilus rutilus* L. and perch *Perca fluviatilis* L. // J. Ichthyol. V. 46. № 2. P. 213.

Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Lobus N.V., Komov V.T. 2016. Biological effects of contaminated bottom sediments of water bodies in Central and South Vietnam on aquatic organisms // Inland Water Biol. V. 9. № 4. P. 413. https://doi.org/.org/10.1134/S1995082916030196

Ullrich S.M., Tanton T.W., Abdrashitova S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation // Environ. Sci. Technol. V. 31. № 3. P. 241.

Watras C.J., Back R.C., Halvorsen S. et al. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs // Sci. Total Environ. V. 219. № 2–3. P. 183.

Wiener J.G., Knights B.C., Sandheinreich M.B. 2006. Mercury in soils, lakes and fish in Vojageurs National Park (Minnesota): importance of atmospheric deposition and ecosystem factors // Environ. Sci. Technol. V. 40. № 20. P. 6261. https://doi.org/.org/10.1021/es060822h

Wootton R.J. 1985. Energetics of reproduction // Fish energetics. Dordrecht: Springer. P. 231. https://doi.org/.org/10.1007/978-94-011-7918-8_9

Yan H., Li Q., Yuan Z. et al. 2019. Research progress of mercury bioaccumulation in the aquatic food chain, China: A review // Bull. Environ. Contam. Toxicol. V. 102. P. 612. https://doi.org/.org/10.1007/s00128-019-02629-7

Živković I., Šolić M., Kotnik J. et al. 2017. The abundance and speciation of mercury in the Adriatic plankton, bivalves and fish–a review // Acta Adriat. V. 58. № 3. P. 391. https://doi.org/10.32582/aa.58.3.2

Zupo V., Graber G., Kamel S. et al. 2019. Mercury accumulation in freshwater and marine fish from the wild and from aquaculture ponds // Environ. Pollut. V. 255. P. 112975. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2019.112975

Relationship of Size and Mass Characteristics, Indicators of Metabolism and Mercury Concentration in Muscle Tissue of Freshwater Fish from Tropical Vietnam

A. A. Payuta[1], E. A. Flerova[1, *], D. A. Guldina[1], A. S. Kliuchnikov[2], V. T. Komov[3], N. V. Lobus[4]

[1]*P. G. Demidov Yaroslavl State University, Yaroslavl, Russia*
[2]*Yaroslavl State Technical University*
[3]*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, Russia*
[4]*Timiryazev Institute of Plant Physiology Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*
[*]*e-mail: katarinum@mail.ru*

The main chemical composition and content of mercury in the muscles of freshwater fish species *Xenentodon cancila*, *Notopterus notopterus*, *Anabas testudineus*, *Channa striata*, *Ch. gachua*, *Clarias batrachus* from the rivers of the Cai South Vietnam, and their body sizes, was studied. A trend of more intensive accumulation of mercury, protein and fat in the muscle tissue of females compared to males was revealed. A significant relationship between the content of mercury and body size, as well as the content of mercury and the proportion of protein in the muscles, was not established in most of the studied individuals. Trophic patterns of mercury accumulation in fish muscles were confirmed: its content increased from euryphages to zoophages (facultative predators). An exception is the euryphage *Clarias batrachus*, which surpassed many facultative predators in mercury content. It is shown that individuals of the same species living in the biotopes of the Kai River with different hydrodynamic and hydrochemical conditions differ in weight, length, content of protein, fat and mercury in muscle tissue.

Keywords: South Vietnam, river Kai, heavy metals, chemical composition, biotope, mercury

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 286–295

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК 574.34

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ МИКРОПЛАСТИКА СУПРАЛИТОРАЛИ БАРЕНЦЕВА МОРЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТЕСТ-ОБЪЕКТОВ РАЗНЫХ ТРОФИЧЕСКИХ УРОВНЕЙ

© 2024 г. А. М. Лазарева[a, *], А. Н. Рак[a], Д. М. Гершкович[a], О. В. Ильина[a], В. И. Ипатова[a]

[a]*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия*

[*]*e-mail: lazanna1998@mail.ru*

Поступила в редакцию 11.10.2022 г.
После доработки 02.02.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Исследовано влияние разных видов микропластика (МП) и золы после сжигания смеси макропластиков, отобранных на супралиторали Баренцева моря, на развитие традиционных тест-объектов культуры зеленой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* и культуры ветвистоусых ракообразных *Daphnia magna* в хронических экспериментах. По показателю ингибирования роста водоросли в концентрации 3 мг/л МП наибольшую токсичность демонстрировал образец PU, далее в порядке убывания токсичности располагались HDPE (белый), HDPE (красный) и старый EPS. PP был нетоксичен. Зола в интервале концентраций 0.01–1000 мг/л значимого ингибирования роста *Scenedesmus quadricauda* не оказывала. Для *Daphnia magna* отмечено более выраженное снижение среднего линейного размера при добавках свежего EPS, стимуляция плодовитости была значительно выше в присутствии старого EPS. Обнаружена гибель всех особей *D. magna* под воздействием свежего PU, при добавлении старого PU выживаемость сохранялась на уровне контроля. Частицы МП и зола влияют на трофическую активность дафний при кормлении ее хлореллой, но этот эффект при длительном наблюдении не влечет за собой изменения плодовитости и роста.

Ключевые слова: микропластик, зола от сжигания пластика, биотестирование, *Scenedesmus quadricauda*, *Daphnia magna*

DOI: 10.31857/S0320965224020074 **EDN:** xthyhq

ВВЕДЕНИЕ

Свежий пластик и пластиковый мусор в окружающей среде подвергаются механической, химической деградации и биоразложению, превращаясь в микро- и наночастицы (Cau et al., 2020; Debroas et al., 2019), в том числе и через пищевые сети, оказывая неблагоприятное влияние на всех обитателей и функционирование водных экосистем в целом (Michels et al., 2018). Частицы МП могут адсорбировать стойкие загрязнения благодаря высокой площади поверхности и пористости (Alimi et al., 2018) и переносить микроорганизмы на значительные расстояния (Rosato et al., 2020).

В литературе данные о токсическом воздействии МП на первичных продуцентов водных экосистем разрозненны и редки. Для подавляющего числа разных видов МП не определены величины полулетальных концентраций по изменению численности микроводорослей вследствие высоких концентраций для индукции токсичности. Тем не менее, было установлено, что МП может вызывать как торможение роста (Besseling et al., 2014), так и его стимуляцию (Yokota et al., 2017).

МП может влиять и на функциональные характеристики микроводорослей и приводить к снижению содержания хлорофилла (Zhang et al., 2017) и фотосинтетической активности (Mao et al., 2018; Лазарева и др., 2021). Показаны и морфологические изменения клеток (Mao et al., 2018), интернализация МП во время деления клеток (Chae et al., 2018), захват частиц миксотрофными организмами (Long et al., 2017), накопление их в экзополимерных веществах, что приводит к уменьшению доступности света, изменению биодоступности углерода. МП может служить субстратом для роста вредоносных видов водорослей и усиливать цветение воды (Yokota et al., 2017).

Сокращения: МП — микропластик, EPS — вспененный полистирол или пенополистирол, HDPE — полиэтилен низкого давления или полиэтилен высокой плотности, PP — полипропилен, PU — пенополиуретан.

На токсичность МП влияет их концентрация, тип и размер полимера, наличие добавок, химический состав и заряд. Мелкие и положительно заряженные частицы, как правило, более токсичны для микроводорослей (Nolte et al., 2017).

Зоопланктон — важный источник пищи для более крупных организмов. Небольшой размер МП, сравнимый с естественными пищевыми частицами, повышает вероятность их случайного проглатывания водными организмами.

Для оценки влияния МП на жизненные функции тест-объектов чаще используют промышленные образцы МП. В то же время, в окружающей среде содержится значительно больше частиц МП, образованных из макроизделий под влиянием факторов окружающей среды. Потенциальная токсичность сферических образцов и фрагментов вторичного МП различна (Ogonowski et al., 2016). Выживаемость *Daphnia magna* при воздействии вторичных МП оказывается ниже, чем при воздействии первичных МП (An et al., 2021), что, возможно, связано с более длительным нахождением гетерогенных волокон вторичного МП в пищеварительном тракте дафний, приводящему к уменьшению эффективности питания. Эти данные подтверждаются снижением трофической активности дафний при добавлении в среду частиц МП (Ogonowski et al., 2016; Rist et al., 2017).

Исследования влияния МП чаще проводятся в виде острых тестов с использованием первичных МП, что нельзя считать реалистичным сценарием происходящего в окружающей водной среде (Li et al., 2020). В то же время, немногочисленные результаты хронических тестов указывают на наличие угнетения репродуктивной способности, накопления питательных веществ и выживаемости кладоцер (Jaikumar et al., 2019).

Сжигание отходов пластика приводит к загрязнению окружающей среды и концентрированию токсичных продуктов горения в зольных остатках. В составе воздушных выбросов и золы от сжигания пластиковых отходов обнаружены многие высокотоксичные вещества (Nakao et al., 2006; Valavanidis et al., 2008), однако отсутствуют данные по токсичности продуктов горения пластика для гидробионтов.

Цель настоящей работы — исследовать влияние разных видов МП и его золы на развитие традиционных тест-объектов различных трофических уровней: культуры зеленой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (=*Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew.) и культуры ветвистоусых ракообразных *Daphnia magna* Straus, 1820 в хронических экспериментах.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В ходе исследования определяли влияние на тест-объекты пяти образцов МП, полученных из макрообразцов, отобранных на супралиторали Баренцева моря (условно названные старые образцы или вторичные): EPS, размер частиц 18.9 ± 12.6 мкм, происхождение — упаковочный пенопласт; PU, размер частиц 76.7 ± 18.9 мкм, происхождение — монтажная пена; HDPE белый пищевой, размер частиц 208.3 ± 72.3 мкм, происхождение — тара из-под молочных продуктов; HDPE красный пищевой, размер частиц 220 ± 74 мкм, происхождение — тара из-под пищевых продуктов; PP, диаметр волокон 171.3 ± 17.7 мкм, происхождение — судовой канат. Место отбора: Баренцево море, супралитораль, материковая часть напротив западной оконечности о. Кильдин. Дата отбора: 30.08.2020 г.

Кроме того, оценивали токсичность двух свежих образцов (первичные), не подвергавшихся атмосферному влиянию: EPS, размер частиц 130.2 ± 35.9 мкм, происхождение — упаковка от бытовой техники для лаборатории 2019 г.; PP, размер частиц МП 421 ± 207 мкм, происхождение — монтажная пена 2020 г.

МП получали из макрообразцов, для обработки которых применяли абразив и сито из нержавеющей стали с размером ячеи 300 мкм. Микрочастицы пластика отделяли от остатков абразивного материала плотностной сепарацией в дистиллированной воде. Размеры частиц определяли по микрофотографиям с применением программы “КОМПАС-3D v. 14” (ЗАО “Аскон”, Россия).

Также изучали действие золы, полученной при сжигании смеси макропластиков, отобранных на супралиторали Баренцева моря. Зольный остаток получали при сжигании в печи типа Bullerjan (ЗАО “Лаотерм”, Россия) при температуре ~400°C смеси пластиков в соотношениях, близких к наблюдаемым на побережье Баренцева моря. Состав смеси пластиков для получения зольного остатка был следующим (массовая доля, %): PP (промышленная рыболовная сеть) – 24.2; HDPE (фрагменты канистры, ящиков) – 22.5; EPS плотный (буй) – 14.4; PP (пищевая пленка) – 9,8; HDPE (бутылки пищевые) – 8.4; EPS крупнозернистый (пенопласт) – 6.1; LDPE (пленка, пакеты) – 4.8; C/PAP (упаковка пищевая “тетрапак”) – 4.6; HDPE (пленка, пакеты) – 2.8; PU (монтажная пена) – 2.4.

Отдельно исследовали золу от сжигания PU (монтажная пена, место сбора: зал. Пенелухт, август 2020 г.) с размером частиц 159 ± 131 мкм, поскольку именно при добавлении PU наблюдали наибольшее угнетение физиологических показателей и численности исследуемых тест-объектов.

Объекты исследования. В биотестировании используют планктонные виды ветвистоусых

ракообразных, в том числе отдельные виды дафний и цериодафний. Из-за относительно короткого жизненного цикла, быстрого и активного размножения и экологической значимости *Daphnia magna* является стандартным модельным объектом для оценки сублетальных последствий при воздействии загрязняющих веществ (OECD, 2012).[1]

В качестве тест-объекта, относящегося к группе первичных продуцентов, выбрана альгологически чистая культура зеленой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda*.

Тест на токсичность МП для *S. quadricauda*. Культуру *S. quadricauda* выращивали на среде Успенского № 1 (состав, г/л: 0.025 KNO_3; 0.025 $MgSO_4$; 0.1 KH_2PO_4; 0.025 $Ca(NO_3)_2$; 0.0345 K_2CO_3; 0.002 $Fe_2(SO_4)_3$; pH 7.0–7.3) в люминостате при освещенности 3 клк со сменой дня и ночи (12 : 12 ч), температуре 22 ± 2 °C и перемешивании 2 раза в сут.

Выбор концентрации 3 г/л образцов МП был обусловлен результатами предварительного опыта, показавшего отсутствие их токсичности для культуры *S. quadricauda* при 1 г/л.

Опыты длительностью 21 сут проводили в конических колбах емкостью 100 мл, в которые добавляли 50 мл среды, в трех повторностях для каждого опытного образца МП и контроля.

Основным показателем для оценки состояния популяции *S. quadricauda* служило изменение численности клеток, которую подсчитывали в камере Горяева под световым микроскопом. Определение живых и мертвых клеток в культуре осуществляли с помощью люминесцентного микроскопа Axioscop 2 FSPlus (CarlZeiss, Германия), подсчитывая по 200 клеток в каждой повторности каждой концентрации.

Тест на токсичность золы для *S. quadricauda*. Оценку действия золы, полученной в результате сжигания смеси макропластиков с супралиторали Баренцева моря, на культуру *S. quadricauda* оценивали в концентрациях 0.01; 0.1; 1; 10; 100 и 1000 мг/л. Условия постановки опыта были идентичны эксперименту по оценке действия образцов МП.

Тест на токсичность первичного и вторичного полистирола для *D. magna*. Хронический тест проводили с использованием аквариумной воды и суспензии старого и свежего EPS с концентрацией 100 мг/л. Исследовали 3 группы: контрольную (не содержащую МП) и группы с добавлением свежего и старого EPS в четырех повторностях каждая. Общее количество особей — 60. В течение 21 сут учитывали показатели выживаемости, плодовитости и линейного роста на 7-е и 21-е сут наблюдения.

[1] OECD. 2012. Test No. 211: Daphnia magna Reproduction Test. OECD Publishing.
https://doi.org/.org/10.1787/9789264070127-en

Тест на токсичность образцов МП и золы для *D. magna*. Опыт проводили с использованием аквариумной воды и суспензии PU (свежий, старый, зола), HDPE (красный, белый), золы смеси пластиков в концентрации 50 мг/л. Исследовали 7 групп в четырех повторностях каждая, общее количество особей — 140. В течение 21 сут учитывали показатели выживаемости, трофической активности, плодовитости и линейного роста на 7-е и 21-е сут наблюдения.

Трофическую активность рачков *D. magna* определяли по изменению концентрации кормовой культуры хлореллы в среде за определенный период инкубации совместно с тест-объектом (Конюхов, Воробьева, 2013). Для этого дафний после 96 час инкубации с исследуемым веществом перемещали в среду, содержащую известную концентрацию хлореллы, которую определяли с помощью флуориметра (“МЕГА-25”, Россия). Спустя 2 ч дафний возвращали в хронический эксперимент, а плотность хлореллы снова определяли с помощью флуориметра и делали вывод об интенсивности трофической активности дафний.

Линейный рост рачков измеряли под бинокуляром с помощью окуляр-микрометра, помещая дафнию с каплей воды на предметное стекло. Затем полученные значения окуляр-микрометра переводили в мкм, используя объект-микрометр для калибровки.

Статистическую обработку результатов экспериментов на всех тест-объектах проводили в программе STATISTICA v.10 (StatSoft Inc., USA) и с применением пакета Microsoft Office Excel 2016. Нормальность распределения значений параметров оценивали с помощью критерия Колмогорова–Смирнова. Статистическую значимость различий контрольной и опытных выборок оценивали по критерию Манна–Уитни (применяя поправку Бонферрони в модификации Холма) и критерию Даннета. Различия считали значимыми при $p < 0.05$ и при $q_{критич} < q$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Влияние МП на культуру *Scenedesmus quadricauda*. Исследовали изменение численности клеток в культуре *S. quadricauda* на фоне действия МП (рис. 1). Значимое влияние на ее рост оказывали все виды МП в концентрации 3 г/л. Угнетение роста отмечено для четырех видов МП: EPS (старый) на 30% на 3-и сут, PU на 27–79% в течение всего опыта, HDPE (белый) на 41% на 3-и сут, HDPE (красный) на 37% на 7-е сут. Стимуляцию наблюдали однократно для PP на 6% на 21-е сут, для EPS (свежий) на 29% на 7-е сут и для HDPE (белый) на 23–27% на 14-е и 21-е сут. В остальные сроки наблюдений численность клеток при воз-

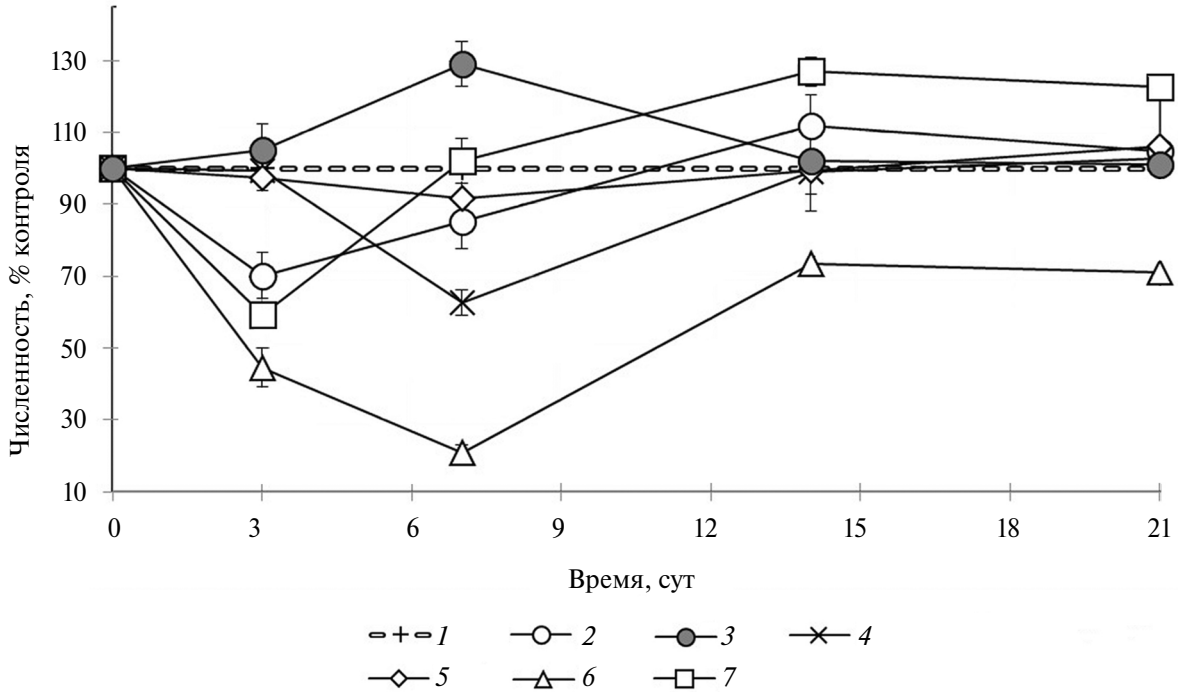

Рис. 1. Относительная численность клеток *Scenedesmus quadricauda* (% контроля) в присутствии разных видов микропластика. *1* – контроль, *2* – EPS контактный, *3* – EPS интактный, *4* – HDPE красный, *5* – PP, *6* – PU, *7* – HDPE белый.

действии шести видов МП была на уровне контроля.

При добавлении PP рост *S. quadricauda* находился на уровне контроля в течение 21 сут эксперимента. Свежий EPS вызывал однократную, но довольно значительную и достоверную стимуляцию роста (на 29%), что может указывать на его токсичность, хотя и слабую.

Таким образом, по структурному показателю состояния лабораторной популяции микроводоросли *S. quadricauda* для пяти образцов МП, отобранных на супралиторали Баренцева моря, и одного свежего образца МП получен следующий ряд токсичности в порядке ее убывания: PU > HDPE (белый) > HDPE (красный) > EPS > EPS (свежий) > PP.

По данным люминесцентной микроскопии (табл. 1), наибольшее угнетение относительной численности живых клеток наблюдали при добавлении PU (до 42% общей численности). Также слабую токсичность продемонстрировал образец МП, полученного из красного HDPE, — до 15% мертвых клеток в культуре в начале опыта. В остальных испытанных образцах численность мертвых клеток в культуре не превышала 5% на протяжении эксперимента.

Также были исследованы изменения роста культуры при действии зольного остатка от сжигания смеси макропластиков в весовых соотношениях, близких к наблюдаемым на супралиторали Баренцева моря. Значимого угнетения роста *S. quadricauda* в интервале концентраций 0.01–1000 мг/л не выявлено, значимая стимуляция на 16–19% отмечена только при 1000 мг/л

Таблица 1. Изменение относительной численности живых клеток *S. quadricauda* (% общей численности) под воздействием различных видов микропластика

Сутки	Контроль	Вид микропластика					
		EPS старый	PU	HDPE белый	HDPE красный	PP	EPS свежий
3	99	97	62	97	85	95	99
7	99	98	58	97	82	96	99
14	99	98	67	97	92	98	99
21	98	97	87	98	96	97	98

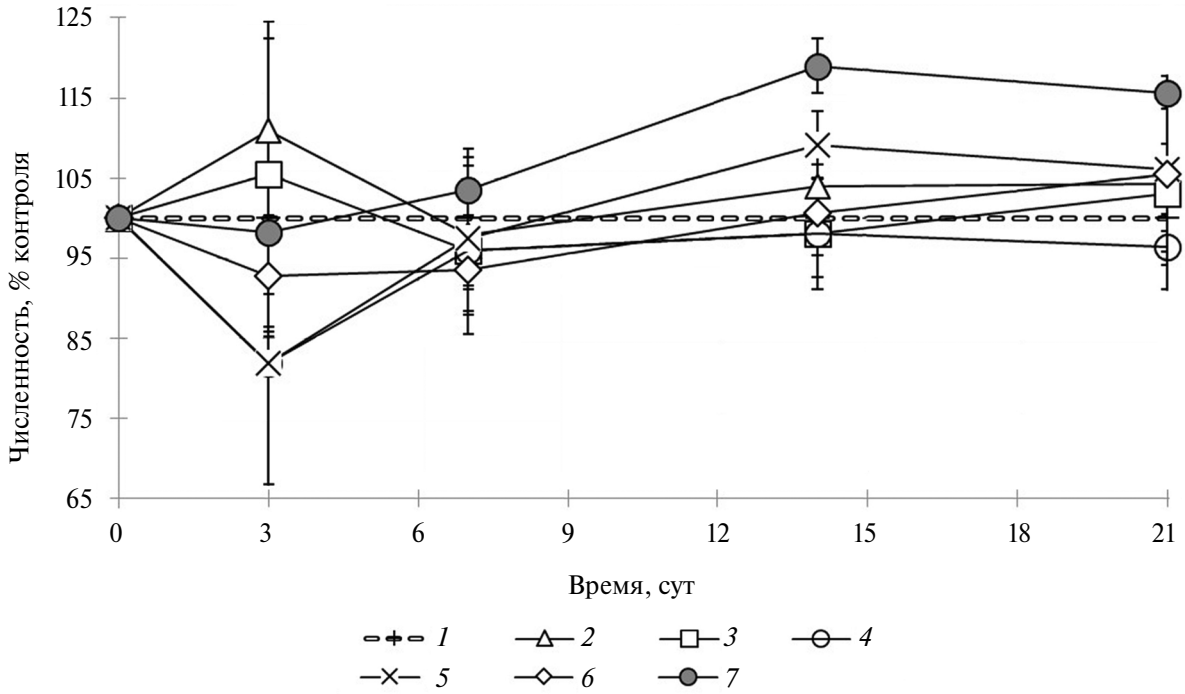

Рис. 2. Изменение относительной численности клеток *S. quadricauda* (% контроля) в присутствии зольного остатка смеси разных видов макропластика. *1* – контроль, *2* – 0.01 мг/л, *3* – 0.1 мг/л, *4* – 1 мг/л, *5* – 10 мг/л, *6* – 100 мг/л, *7* – 1000 мг/л.

на 14-е и 21-е сут, что может свидетельствовать о присутствии в золе компонентов, влияющих на темп деления клеток (рис. 2, табл. 2).

Отсутствие выраженного токсического эффекта золы в интервале исследованных концентраций на тест-культуру *S. quadricauda* по показателю численности клеток может быть связано с рядом причин. Пластик на супралиторали подвергается деградации и окислению, что приводит к образованию окисленных продуктов иной токсичности, чем у свежих образцов. Соотношение массовой доли разных видов пластика для получения золы показывает небольшой процент самой токсичной монтажной пены (2.4%). Большая часть пластикового мусора на супралиторали Баренцева моря состоит из различной тары и рыболовных сетей. Кроме того, при сжигании пластика улетучиваются некоторые токсичные компоненты (например, диоксины и фураны).

Влияние МП на культуру *D. magna*. При концентрации 100 мг/л старого и свежего EPS значимые отклонения от контроля выявлены в линейных размерах *D. magna* на 21-е сут в группе EPS свежий и в средней плодовитости в группе EPS старый (табл. 3). Можно предположить, что снижение линейных размеров связано с ограничением питания из-за присутствия в среде частиц МП. С другой стороны, размер частиц свежего EPS близок с размерами привычных пищевых объектов дафний, что может способствовать поглощению этих частиц,

Таблица 2. Изменение относительной численности живых клеток *S. quadricauda* (% общей численности) под воздействием зольного остатка смеси полимеров

Сутки	Контроль	Концентрация зольного остатка, мг/л					
		0.01	0.1	1	10	100	1000
3	99	97	99	98	98	99	97
7	98	99	98	97	98	97	96
14	99	99	99	99	97	98	98
21	98	98	97	99	98	98	99

Таблица 3. Биологические показатели *D. magna* в средах с содержанием EPS свежего и старого (100 мг/л)

Показатель	Контроль	EPS свежий	EPS старый
Линейный размер на 7-е сут:			
среднее ± SD, мм	1.91 ± 0.08	1.85 ± 0.16	1.90 ± 0.09
по сравнению с контрольной группой, %	—	97	99
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр.}$	—	0.7<2.3	0.1<2.3
Линейный размер на 21-е сут:			
среднее ± SD, мм	3.72 ± 0.10	**3.61 ± 0.11**	3.66 ± 0.21
по сравнению с контрольной группой, %	—	97	98
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр}$	—	2.5>2.3	1.2<2.3
Плодовитость:			
среднее ± SD, особей/самка	32.05 ± 3.08	34.30 ± 5.55	**46.93 ± 12.30**
по сравнению с контрольной группой, %	—	107	146
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр.}$	—	0.4<2.6	2.7>2.6

Примечание. Жирным шрифтом выделены статистически значимые отличия по критерию Даннета (различия считали значимыми при $q_{табличное}$ ($q_{т.}$)> $q_{критическое}$ ($q_{кр.}$) при уровне значимости p <0.05).

не являющихся питательными. Отмечено (Rist et al., 2017), что частицы МП не всегда покидают кишечник дафний.

Особое внимание уделяли изменению выживаемости особей (рис. 3), начиная с 10-х сут наблюдения, поскольку ранее снижения выживаемости по сравнению с контролем не наблюдали. Вторичные МП при высоких концентрациях в среде подвергаются агрегации чаще, чем первичные (Ogonowski et al., 2016), что приводит к нарушению питания и даже гибели дафний. Это объясняет, почему при высокой концентрации 100 мг/л выживаемость снижается в группе, на которую влияет старый EPS.

Целью другого опыта было выявить возможные различия в действии МП разного состава и происхождения (табл. 4). В результате наблюдали гибель группы, находившейся в среде со свежим PU.

Данные по трофической активности оказались схожи с результатами работы, в которой отмечено увеличение трофической активности дафний на 29% по сравнению с контролем при воздействии частиц полиэтилена (Ogonowski et al., 2016). Нами получены значимые отличия от контроля в группах со старым PU (увеличение на 79%) и красными частицами HDPE (увеличение на 39%). Для группы, испытывающей влия-

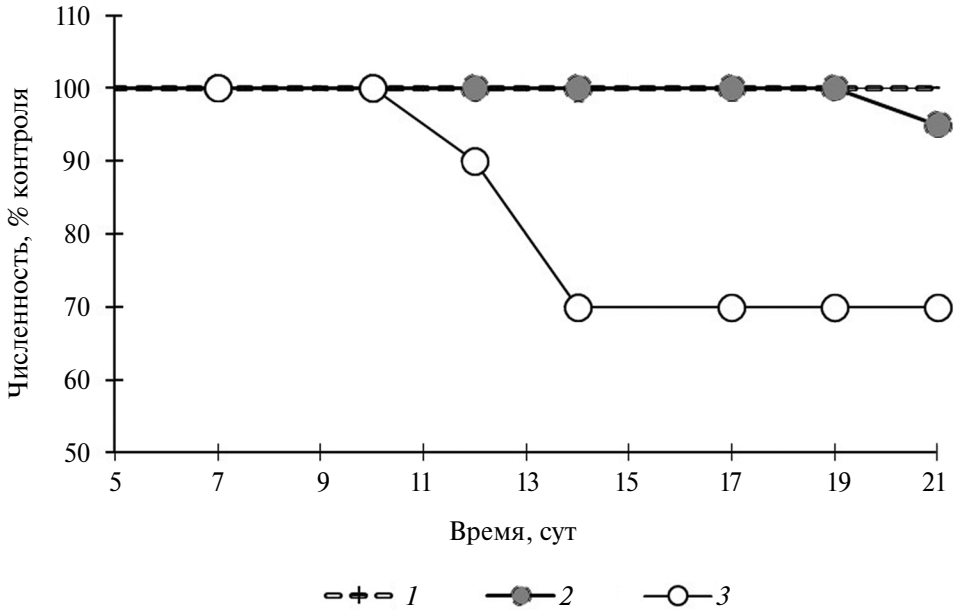

Рис. 3. Выживаемость *Daphnia magna* в среде с частицами старого и свежего EPS (100 мг/л). *1* – контроль, *2* – EPS свежий, *3* – EPS старый.

Таблица 4. Биологические показатели *Daphnia magna* в средах с содержанием различных видов МП и золы (50 мг/л)

Показатель	Контроль	PU инт.	PU конт.	PU зола	HDPE белый	HDPE красн.	Зола смеси
Размер частиц, мкм ± SD	–	421 ± 207	119 ± 49	159 ± 131	421 ± 223	338 ± 137	264 ± 73
Выживаемость на 21-е сут, %	95	0	95	100	95	95	100
Плодовитость:							
среднее ± SD, особей/самка	19.23 ± 2.01	–	21.38 ± 0.39	18.70 ± 3.96	24.7 ± 1.30	22.51 ± 6.07	23.60 ± 2.97
по сравнению с контрольной группой, %	—	—	111	97	128	117	123
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр}$*	—	—	0.9<2.8	0.2<2.8	2.3<2.8	1.4<2.8	1.8<2.8
Линейный размер на 7-е сут:							
среднее ± SD, мм	2.37 ± 0.19	2.24 ± 0.14	2.57 ± 0.10	2.46 ± 0.51	2.44 ± 0.24	2.52 ± 0.15	2.29 ± 0.16
по сравнению с контрольной группой, %	—	95	108	103	103	106	97
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр.}$	—	1.6<2.6	2.5<2.6	1.1<2.7	0.9<2.6	1.9<2.6	1.0<2.6
Линейный размер на 21-е сут:							
среднее ± SD, мм	3.24 ± 0.04	—	3.25 ± 0.11	3.19 ± 0.06	**3.32* ± 0.11**	3.28 ± 0.14	3.26 ± 0.09
по сравнению с контрольной группой, %	—	—	100	98	102	101	101
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр.}$	—	—	0.3<*2.6*	1.7<*2.6*	2.6 >*2.5*	1.3<*2.5*	0.7<*2.5*
Трофическая активность:							
среднее ± SD, мл/(особь · ч)	1.56 ± 0.1	1.87 ± 0.36	**2.69 ± 0.23**	1.14 ± 0.23	1.54 ± 0.35	**2.17 ± 0.15**	**0.76 ± 0.26**
по сравнению с контрольной группой, %	—	120	172	73	99	139	49
отношение $q_{т.}$ и $q_{кр.}$	—	1.7<2.8	6>2.8	2.1<2.7	0.1<2.7	3.3>2.8	3.9>2.8

Примечание. Жирным шрифтом выделены статистически значимые различия по критерию Даннета — различия считали значимыми при $q_{табличное}$ ($q_{т.}$) >$q_{критическое}$ ($q_{кр.}$), p <0.05.

ние золы смеси пластиков, трофическая активность снижалась на 51%. Следовательно, частицы МП влияют на трофическую активность, но этот эффект при длительном наблюдении не влечет за собой изменения плодовитости и роста. Таким образом, можно предположить, что наибольшее действие оказывают выщелачивающиеся токсические вещества.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

МП относятся к новым экотоксикантам как отдельно, так и в смесях с различными загрязнителями. Наши исследования показали, что разные виды МП способны негативно воздействовать на микроводоросли и ракообразных, подавляя их численность и изменяя функциональные показатели. При этом свежие образцы полимеров и микропластики, полученные из макрообразцов, собранных в природных условиях, вызывали различный эффект. Экологическое старение МП происходит под действием биотических и абиотических факторов.

Разницу в токсичности между пробой EPS, отобранной на супралиторали Баренцева моря, и свежим образцом можно объяснить большей токсичностью первой пробы вследствие ее изменения в естественных условиях супралиторали Баренцева моря в ходе окисления и адсорбции веществ. Для *Scenedesmus quadricauda* старый EPS повлиял сильнее и на численность, и на соотношение живых и мертвых клеток, при этом в обоих случаях наблюдали угнетение роста культуры. Состаренный МП вызывал более сильное ингибирование клеток, чем свежий МП, и у микроводоросли *Chlorella vulgaris* (Wang et al., 2021). В то же время, для *Daphnia magna* нами отмечено более выраженное снижение среднего линейного размера при добавках свежего EPS, а стимуляция плодовитости была значительно выше в присутствии старого EPS.

При сравнении действия свежего и старого PU на *D. magna* происходила гибель всех ракообразных под воздействием свежего PU к концу опыта, при добавлении старого PU выживаемость тест-объекта сохранялась на уровне контроля. Вероятно, это связано с наличием в составе монтажной пены токсичных низкомолекулярных высокореактивных соединений изоцианатов, содержание которых выше в свежем полимере.

Добавление золы от сжигания смеси пластикового мусора в культуры *Scenedesmus quadricauda* и *Daphnia magna* показало, что сжигание — низкоэффективный и опасный способ утилизации пластикового мусора, поскольку зола негативно влияла на численность *Scenedesmus quadricauda* и некоторые физиологические параметры *Daphnia magna*. Сжигание старого PU также увеличивало уровень его воздействия на физиологические показатели ракообразных.

Мелкие частицы МП микронного размера могут представлять значительный экологический риск для водных организмов. Так, мелкие фрагменты МП (17.23 и 34.43 мкм) снижали потребление водорослей, длину тела и число потомков у *D. magna*, по сравнению с более крупными, вероятно, из-за их более длительного времени удерживания и большего воздействия на пищеварительный тракт (An et al., 2021). Исследованный нами EPS (Баренцево море) имел сходные размеры частиц (18.9 ± 12.6 мкм) и был более токсичен по сравнению с более крупными частицами свежего EPS. Эти эффекты указывают на роль МП в механическом взаимодействии с животным на уровне питания (закупорка фильтрационного аппарата), пищеварения (кишечник, заполненный пластиковыми частицами) и/или другого поведения животного.

Снимки электронной микроскопии позволили понять возможную причину токсического эффекта МП полистирола на микроводоросль *Chlorella vulgaris*, поскольку частицы МП адсорбировались и внедрялись в клетки водоросли (Tunali et al., 2020).

Для оценки токсичности МП необходимо проводить хронические испытания, поскольку в острых опытах можно ее не выявить. Так, в острых экспериментах МП частицы полистирола не оказывали токсического воздействия на *Daphnia magna* в течение 48 ч, но вызывали дополнительную смертность в течение 120 ч (Eltemsah, Bøhn, 2019), при этом молодые особи были на 50% более чувствительны, чем взрослые.

Из-за размера частиц МП, часто сопоставимого с размерами клеток фитопланктона, водные организмы, особенно питающиеся не избирательно, могут потреблять их. Нами показано снижение линейных размеров дафний в среде с частицами свежего EPS, близкими по размеру к клеткам хлореллы — пищевых объектов дафний. Данные нашей работы свидетельствуют, что частицы МП влияют на трофическую активность дафний при кормлении ее хлореллой, но этот эффект при длительном наблюдении не влечет за собой изменения плодовитости и роста.

Исследовано (Aljaibachi, Callaghan, 2018) поглощение, удержание и воздействие частиц PS на *Daphnia magna* в присутствии *Chlorella vulgaris*, при этом размер частиц МП соответствовал размеру клеток водорослей (2 мкм). Дафнии активно поглощали частицы PS, однако в присутствии водорослей этот показатель снижался, что свидетельствует об избирательном потреблении пищевых частиц. Результаты, полученные Ogonowski et al. (2016) при изучении воздействия на дафнию МП или каолина с низкой и высокой концентрацией пищи также показали, что особенности жизненного цикла дафний связаны с концентрацией пищи в большей степени, чем с микрочастицами.

Наши данные согласуются с результатами работ, в которых показано, что МП, с одной стороны, мало влияет на изменение численности клеток фитопланктона (Prata et al., 2019), с другой стороны, влияние на физиологические параметры микроводорослей может быть весьма значительным. Соответственно, в будущих исследованиях помимо структурных показателей состояния популяций растительных микроорганизмов необходимо включать и функциональные параметры, характеризующие физиологическое состояние тест-объекта, для более реалистичной оценки токсичности МП. Будущие эксперименты с МП с использованием разных тест-объектов в лабораторных условиях, в полевых микро- и мезокосмах помогут выявить потенциальные экологические риски и разработать реабилитационные меры для конкретных районов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Существующие концентрации МП в окружающей водной среде значительно ниже таковых, испытанных в настоящем исследовании с помощью растительного тест-объекта *Scenedesmus quadricauda*, и вряд ли они вызовут значительные изменения численности фитопланктона. Однако МП может сильно изменять физиологические показатели развития микроводорослей даже в малых концентрациях, что, в конечном счете, представляет потенциальную угрозу для развития фитопланктона и других звеньев пищевой цепи в долгосрочной перспективе. В настоящей работе показано, что МП воздействует на выживаемость и размеры тела представителя зоопланктона *Daphnia magna* в меньших концентрациях, чем на изменение численности микроводоросли *Scenedesmus quadricauda*. Это снижает их пищевую значимость для основных потребителей в водных экосистемах. Особую опасность представляет попадание частиц МП в пищеварительный тракт

животных, удерживание их в организме с последующей передачей по пищевой цепи. Оценка риска потенциальной токсичности МП должна проводиться с учетом размера его частиц, концентрации, наличия других загрязняющих веществ и условий нахождения пластика в природных условиях на чувствительных тест-объектах — представителях всех звеньев трофической цепи.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках Государственного задания Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова (тема № 121032300131-9) при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ имени М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Конюхов И.В., Воробьева О.В. 2013. Определение трофической активности рачков *Daphnia magna* Straus на флуориметре Mega-2 // Вода: химия и экология. № 12. С. 79.

Лазарева А.М., Ипатова В.И., Ильина О.В. и др. 2021. Токсическое влияние микрочастиц пластика на культуру *Scenedesmus quadricauda*: взаимодействие между микрочастицами пластика и водорослью // Вестн. Москов. ун-та. Сер. 16: Биология. Т. 76. № 4. С. 225.

Alimi O.S., Farner Budarz J., Hernandez L.M. et al. 2018. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport // Environ. Sci. Technol. V. 52. № 4. P. 1704. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559

Aljaibachi R., Callaghan A. 2018. Impact of polystyrene microplastics on *Daphnia magna* mortality and reproduction in relation to food availability // PeerJ 6:e4601. https://doi.org/.org/10.7717/peerj.4601

An D., Na J., Song J., Jung J. 2021. Size-dependent chronic toxicity of fragmented polyethylene microplastics to *Daphnia magna* // Chemosphere. V. 271. P. 129591. https://doi.org/.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129591

Besseling E., Wang B., Lürling M. et al. 2014. Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna* // Environ. Sci. Technol. V. 48. № 20. P. 12336. https://doi.org/.org/10.1021/es503001d

Cau A., Avio C.G., Dessì C. et al. 2020. Benthic crustacean digestion can modulate the environmental fate of microplastics in the deep sea // Environ. Sci. Technol. V. 54. № 8. P. 4886. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07705

Chae Y., Kim D., Kim S.W. et al. 2018. Trophic transfer and individual impact of nanosized polystyrene in a four-species freshwater food chain // Sci. ReP. V. 8. P. 284. https://doi.org/.org/10.1038/s41598-017-18849-y

Debroas D., Mone A., Ter Halle A. 2019. Plastics in the North Atlantic garbage patch: a boat-microbe for hitchhikers and plastic degraders // Sci. Total Environ. V. 599. P. 1222. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.059

Eltemsah Y.S., Bøhn T. 2019. Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna* // Environ. Pollut. V. 254 (PtA). P. 112919. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2019.07.087

Jaikumar G., Brun N.R., Vijver M.G. et al. 2019. Reproductive toxicity of primary and secondary microplastics to three cladocerans during chronic exposure // Environ. Pollut. V. 249. P. 638. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2019.03.085

Li C., Busquets R., Campos L.C. 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review // Sci. Total Environ. V. 707. P. 135578. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578

Long M., Paul-Pont I., Hégaret H. et al. 2017. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation // Environ. Pollut. V. 228. P. 454. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.047

Mao Y., Ai H., Chen Y. et al. 2018. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: perspective from an entire growth period // Chemosphere. V. 208. P. 59. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.170

Michels J., Stippkugel A., Lenz M. et al. 2018. Rapid aggregation of biofilm-covered microplastics with marine biogenic particles // Proc. Royal Soc. B: Biol. Sci. V. 285. P. 1885. https://doi.org/.org/10.1098/rspb.2018.1203

Nakao T., Aozasa O., Ohta S. et al. 2006. Formation of toxic chemicals including dioxin-related compounds by combustion from a small home waste incinerator // Chemosphere. V. 62. P. 459. https://doi.org/.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.060

Nolte T.M., Hartmann N.B., Kleijn J.M. et al. 2017. The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness and cellular adsorption // Aquat. Toxicol. V. 183. P. 11. https://doi.org/.org/10.1016/j.aquatox.2016.12.005

Ogonowski M., Schür C., Jarsén Å. et al. 2016. The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in *Daphnia magna* // PLOS ONE. V. 11(5). P. e0155063. https://doi.org/.org/10.1371/journal.pone.0155063

Prata J.C., da Costa J.P., Lopes I. et al. 2019. Effects of microplastics on microalgae populations: A critical review // Sci. Total Environ. V. 665. P. 400. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.132

Rist S., Baun A., Hartmann N.B. 2017. Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna* — Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction // Environ. Pollut. V. 228. P. 398. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2017.05.048

Rosato A., Barone M., Negroni A. et al. 2020. Microbial colonization of different microplastic types and biotransformation of sorbed PCBs by a marine anaerobic bacterial community // Sci. Total Environ. V. 705. P. 135790. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135790

Tunali M., Uzoefuna E., Tunali M.M. et al. 2020. Effect of microplastics and microplastic-metal combinations on growth and chlorophyll a concentration of *Chlorella vulgaris* // Sci. Total Environ. V. 743. P. 140479. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140479

Valavanidis A., Iliopoulos N., Gotsis G. et al. 2008. Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic // J. Hazard. Mater. V. 156. № 1–3. P. 277. https://doi.org/.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.019

Wang Z., Fu D., Gao L. et al. 2021. Aged microplastics decrease the bioavailability of coexisting heavy metals to microalga *Chlorella vulgaris* // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 217. P. 112199. https://doi.org/.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112199

Yokota K., Waterfield H., Hastings C. et al. 2017. Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: interaction between primary producers and microplastics // Limnol., Oceanogr. Lett. V. 2. № 4. P. 91. https://doi.org/.org/10.1002/lol2.10040

Zhang C., Chen X., Wang J. et al. 2017. Toxic effects of microplastics on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastics and algae // Environ. Pollut. V. 220. P. 1282. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005

Evaluation of the Toxicity of Microplastics in the Supralittoral of the Barents Sea using Test Objects of Different Trophic Levels

A. M. Lazareva[1, *], A. N. Rak[1], D. M. Gershkovich[1], O. V. Ilyina[1], V. I. Ipatova[1]

[1]*Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia*

[*]*e-mail: lazanna1998@mail.ru*

The influence of different types of microplastics (MP) and ash after burning a mixture of macroplastics selected in the supralittoral of the Barents Sea on the development of traditional test objects of the culture of the green microalgae *Scenedesmus quadricauda* and the culture of cladocerans *Daphnia magna* in chronic experiments was studied. In terms of inhibition of algal growth at a concentration of 3 mg/L MP, the PU sample showed the highest toxicity, followed by HDPE (white), HDPE (red) and contact EPS in descending order of toxicity. PP was non-toxic. Ash in the concentration range of 0.01-1000 mg/L did not significantly inhibit the growth of *Scenedesmus quadricauda*. For *Daphnia magna* a more expressed decrease in the average linear size was noted with the addition of intact EPS, and the stimulation of fertility was significantly higher in the presence of contact EPS. When comparing the effect of intact and contact PU on *D. magna*, the death of all individuals under the influence of intact PU was found, while adding PU, survival remained at the control level. MP particles and ash affect the trophic activity of daphnia when fed with chlorella, but this effect does not lead to changes in fertility and growth during long-term observation.

Keywords: microplastics, plastic incineration ash, bioassay, *Scenedesmus quadricauda*, *Daphnia magna*

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 296–307

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК 574.632:574.523:574.583

ВЛИЯНИЕ МИКРОПЛАСТИКА НА ПИЩЕВУЮ И ДВИГАТЕЛЬНУЮ АКТИВНОСТЬ ДИНОФЛАГЕЛЛЯТЫ *Oxyrrhis marina* В ЭКСПЕРИМЕНТЕ

© 2024 г. Т. В. Рауэн[a, *], В. С. Муханов[a], Ю. С. Баяндина[a], А. М. Лях[a]

[a]*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Российской академии наук, Севастополь, Россия*

[*]*e-mail: taschi@mail.ru*

Поступила в редакцию 16.01.2023 г.
После доработки 12.05.2023 г.
Принята к публикации 02.10.2023 г.

Методами проточной цитометрии проанализирована динамика потребления хищной гетеротрофной динофлагелляты *Oxyrrhis marina* микроводорослей *Isochrysis galbana* (ISO) – ее естественной добычи — и пластиковых микросфер такого же размера. С помощью компьютерного метода анализа видеозаписей движения *Oxyrrhis marina* оценивали влияние диеты, включающей эти компоненты, на скорость и траектории движения клеток *O. marina*. Показано, что с первых минут эксперимента динофлагелляты активно потребляли оба пищевых объекта, однако к концу эксперимента численность микросфер в среде снижалась в меньшей степени, с $4.4 \cdot 10^5$ до $2.2 \cdot 10^5$ кл./мл, в то время как клетки *Isochrysis galbana* почти полностью выедались, а их численность уменьшалась более, чем на два порядка, с $4.9 \cdot 10^5$ кл./мл до $2.3 \cdot 10^3$ кл./мл. Такая динамика была связана с компенсацией численности микросфер в среде за счет их экскреции и повторного фагоцитоза клетками *Oxyrrhis marina*. Увеличение размеров клеток динофлагеллят, которое было следствием потребления пластиковых микросфер, не вело к заметному снижению их подвижности и нарушению локомоции. “Холостое”, т.е. не обеспечивающее питательными веществами, питание динофлагеллят микропластиком было причиной статистически значимого снижения их численности (в сравнении с контролем и опытом с микроводорослями). Это могло быть обусловлено неоправданно высокими энергозатратами их популяции на постоянный поиск, фагоцитоз и экскрецию микросфер. Признаков отказа хищника от подобного “холостого” питания не было выявлено, наоборот, — подвижность клеток со временем возрастала, что только ухудшало ситуацию. Подобные процессы могут иметь далеко идущие негативные последствия для всей пищевой цепи. В частности, “упакованный” одноклеточными организмами микропластик может переноситься на более высокие трофические уровни и аккумулироваться в моллюсках, рыбах и более крупных хищниках.

Ключевые слова: микропластик, микросферы, микроводоросли, поглощение, проточная цитометрия, скорость движения, *Oxyrrhis marina, Isochrysis galbana*

DOI: 10.31857/S0320965224020088 **EDN:** xtgdhh

ВВЕДЕНИЕ

Проблема загрязнения Мирового океана пластиком, которая в последние десятилетия находится в фокусе внимания мирового научного сообщества, становится с каждым годом все более актуальной. Отсутствие новых, стандартизованных подходов к изготовлению полимеров и их утилизации, а также пандемия COVID-19, повлекшая за собой многократный рост производства средств индивидуальной защиты (Prata, 2020; Silva, 2021) значительно усугубили ситуацию.

На пластик приходится 80–85% морского мусора (Maes et al., 2021). По данным работы (Law, Narayan, 2022), из 31.9 млн тонн пластиковых отходов, загрязнивших прибрежные районы мира только в 2010 г., ~4.8–12.7 млн тонн попало в океан. Такая ситуация оказывает негативное воздействие на все морские экосистемы (Galloway et al., 2017; Carbery et al., 2018; Beaumont et al., 2019). В частности, деградация и последующая деструкция полимерной основы пластмасс приводят к образованию МП (Cooper, Corcoran, 2010; Chubarenko et al., 2020) – микрочастиц размером <5 мм, так или иначе попадающих в водную среду (Thompson et al., 2004; Barnes et al., 2009). По мере разложения пластиковых материалов их экологическое и токсическое воздействие усложняется.

Сокращения: МП – микропластик, MS – микросферы.

Положительная или нейтральная плавучесть многих частиц МП в водной среде (Kukulka et al., 2012), а также размеры, сопоставимые с фитопланктоном — начальным звеном пищевой цепи, определяют один из основных, связанных с МП экологических рисков — биодоступность и его вовлечение в водную трофическую цепь (Cole et al., 2013). Это, в свою очередь, оказывает неблагоприятное воздействие на включенных в пищевую цепь гидробионтов — от эффекта ложного насыщения, блокировки пищеварительной системы с негативными последствиями для роста и размножения организмов (Sussarellu et al., 2016; Welden, Cowie 2016; Botterell et al., 2019) до нарушения моторики (Cole et al., 2013). Кроме того, пластик является вектором передачи входящих в его состав и сорбированных из водной среды токсических веществ (Ateia et al., 2020) потребляющим его организмам (Welden, Cowie 2016; Naik et al., 2019; Lomonaco et al., 2020).

Биоаккумуляцию МП гидробионтами неоднократно констатировали в различных исследованиях. В частности, его потребление отмечено у детритофагов, ракообразных, двустворчатых моллюсков и т.д. (Desforges et al., 2015; Rehse et al., 2016; Egbeocha et al., 2018; Wu et al., 2020). В то же время, литературных данных по потреблению МП простейшими недостаточно (Rillig, Bonkowski, 2018). Связь микропластикового загрязнения с трофикой микроорганизмов зоопланктона, составляющих основу пищевой цепи, и его влияние на их физиологию — наименее изученная проблема (Bermúdez et al., 2021). При этом потребление МП именно зоопланктонными одноклеточными может иметь серьезные последствия для морских пищевых сетей, поскольку они служат важным связующим звеном между первичными продуцентами и высшими трофическими организмами (Bermúdez et al., 2021).

В настоящей работе авторы исследовали потребление МП гетеротрофной динофлагеллятой *Oxyrrhis marina* (Dujardin, 1841). Этот организм был выбран неслучайно. Во-первых, *O. marina* успешно используется в аквакультурных производствах (Stottrup, 1986; Ханайченко, Битюкова, 1999), где 90% оборудования изготовлено из пластика, износ которого влечет за собой внедрение МП в среду выращивания организмов (Wu et al., 2020), и возможность его включения в искусственные цепи питания существенно снижает качество конечной продукции аквакультуры (Wu et al., 2020). Во-вторых, гетеротрофные динофлагелляты — основные потребители бактерио- и фитопланктона в водной среде, следовательно, направляют энергию первичной продукции на более высокие трофические уровни (Стельмах, Мансурова, 2021). Таким образом, динофлагелляты служат связующим трофическим звеном между микробной петлей и классической пищевой сетью океана (Steinberg, Landry, 2017) и играют ключевую роль в углеродном цикле (Hansen, 1991; Roberts, 2011). Потребление пластиковых частиц может серьезно влиять на механизмы этих процессов. В-третьих, *O. marina* уже длительное время считается универсальным модельным организмом, своеобразной “белой крысой” планктонологии (Montagnes, 2011; Roberts, 2011), который часто используется в качестве индикатора ряда фундаментальных процессов, связанных с морскими планктонными простейшими — ключевым компонентом динамики пелагической пищевой сети (Sherr, Sherr, 2002). Соответственно, имеется существенный арсенал данных, что определяет возможность сравнивать с ними полученные результаты.

Ранее, в ряде работ было показано, что *O. marina* активно потребляет частички пластика, если по своим размерам они напоминают его привычную пищу — клетки микроводорослей (Lyakurwa, 2017; Fulfer, Menden-Deuer, 2021; Rauen et al., 2023). По нашим наблюдениям (Rauen et al., 2023), отдельные клетки *O. marina* содержали в пищеварительных вакуолях до 5–6 MS диаметром 4 мкм, что оказывало заметное влияние на форму и размеры клеток. Это, в свою очередь, могло вести к изменениям в скорости и характере движения клеток и, как следствие, нарушениям поведенческих паттернов. Вид *O. marina* использует быструю вертикальную и горизонтальную миграции при поиске пищи (Deuer, Grünbaum, 2006). Можно предположить, что у содержащих МП динофлагеллят подобные миграции могут быть затруднены, нарушены процессы обнаружения и поимки жертвы.

Цель работы — выявить изменения в локомоции клеток *O. marina* (скорости и траектории движения) при их питании пластиковыми MS, которые по своим размерам соответствуют клеткам микроводорослей — основным кормовым объектам данного вида в природных условиях.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Культивирование. В эксперименте использовали культуры рабочей коллекции кормовых организмов отдела аквакультуры и морской фармакологии Института биологии южных морей — гаптофитовой микроводоросли *Isochrysis galbana* (Parke, 1949) и динофлагелляты *O. marina*. Микроводоросли культивировали на среде Уолна (Coutteau, 1996) при температуре 22 ± 1ºС, постоянном освещении 5 тыс. люкс, без аэрации. В экспериментах использовали аликвоты культур в экспоненциальной фазе роста. Культуры предварительно адаптировали к условиям эксперимента, *O. marina* держали в течение 2 сут без корма.

Подготовленную культуру *O. marina* делили на три серии в трех повторностях. В первую серию (контроль — CNRL) к 6 мл культуры *O. marina* добавляли 300 мкл стерильной морской воды, во вторую (ISO) – в качестве жертвы добавляли 300 мкл культуры *I. galbana*, в третью (MS) – 300 мкл морской воды с пластиковыми MS (рис. 1). В эксперименте использовали полистирольные многоцветные микросферы (MS) Polychromatic Red диаметром 5.6 мкм (возбуждение — 491 нм, изготовитель Polysciences, Inc. США). Концентрацию микроводорослей и микросфер в экспериментальных сосудах уравнивали по численности путем разбавления исходных суспензий стерильной морской водой. Численное соотношение хищник : жертва было ~1 : 30. Начальные концентрации клеток в экспериментальных сосудах представлены в табл. 1. Полученные смеси инкубировали в конических стеклянных колбах в течение 6 ч при постоянном перемешивании, освещении и температуре 22 ± 1ºС. Контроль состояния клеток, измерения численности *O. marina*, *I. galbana* и микросфер, а также видеорегистрацию движения динофлагеллят проводили методами микроскопии и проточной цитометрии после отбора 1 мл проб во всех экспериментальных сосудах в начале эксперимента и спустя 2 и 6 ч.

Цитометрический анализ. Для исследования динамики количества MS, численности и размеров клеток *O. marina* и микроводорослей *I. galbana* в экспериментальных емкостях применяли проточный цитометр Cytomics™ FC 500 (Beckman Coulter, США), оборудованный 488 нм однофазным аргоновым лазером, и программное обеспечение CXP. Идентификацию (и гейтинг) MS и популяций микроорганизмов проводили по их размерам и фруоресцентному сигналу на 2-параметрических цитограммах прямого светорассеивания (FS) и автофлуоресценции в красной (FL4, 675 нм) и зеленой (FL1, 525 нм) областях спектра на безразмерных логарифмических шкалах (рис. 2). Все пищевые объекты (микроводоросли и MS) обладали красной их автофлуресценцией, тогда как только MS флуоресцировали также в зеленой части спектра. Голодные клетки *O. marina* идентифицировали только по сигналу FS, однако при питании микроводорослями и MS клетки динофлагеллят приобретали красную и/или зеленую флуоресценцию, интенсивность которой была пропорциональна количеству жертв в пищеварительных вакуолях (кластеры клеток OXY* и OXY** на рис. 2). Таким образом, проточная цитометрия позволяла не только исследовать динамику численности всех компонентов эксперимента, но и количественно оценивать долю популяции хищника с пищевыми объектами в вакуолях.

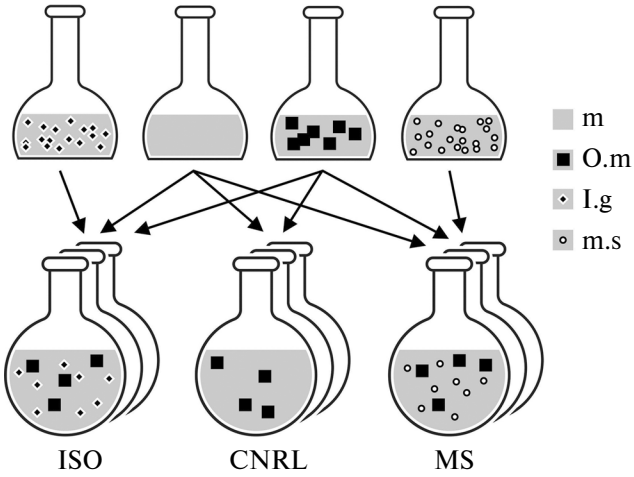

Рис. 1. Схема приготовления экспериментальных суспензий в контроле (CNRL) и опытах с микроводорослями *I. galbana* (ISO) и пластиковыми микросферами (MS) из следующих компонентов: m — питательной среды, O.m. — маточной культуры динофлагелляты *O. marina*, I.g. — маточной культуры *I. galbana*, ms — суспензии пластиковых микросфер.

Концентрацию MS и микроорганизмов рассчитывали по скорости протока пробы (15 и 60 мкл/мин для хищника и жертв соответственно), времени счета (100–360 с) и количеству клеток (или MS), зарегистрированных в этот промежуток времени (минимум, 3000 клеток или частиц для каждой из повторностей) в соответствующих гейтах (рис. 2). Средние размеры клеток (ESD — эквивалентный сферический диаметр, мкм) в популяции *O. marina* определяли по величине сигнала FS после соответствующих калибровочных измерений набора микросфер разного диаметра. Контроль качества измерений проводили с помощью калибровочных флуоросфер Flow-Check™ (Beckman Coulter) с известной концентрацией в пробе.

Микроскопия. Микрофотосъемку микросфер и микроорганизмов проводили под микроскопом Nikon Eclipse TS100-F, оборудованным цифровой камерой, в эпифлуоресцентном (набор светофильтров для возбуждения в синей области спектра) и световом режимах. Благодаря ярко-зеленой

Таблица 1. Начальные численности *Oxyrrhis marina*, *Isochrysis galbana* и пластиковых MS в контроле (CNRL) и опытах с *I. galbana* (ISO) и MS

Серия сосудов	Численность, 10^3/мл		
	O. marina	*I. galbana*	MS
CNRL	14.8 ± 0.9	0	0
ISO	12.9 ± 1.0	490.4 ± 21.9	0
MS	14.2 ± 1.1	0	438.8 ± 29.4

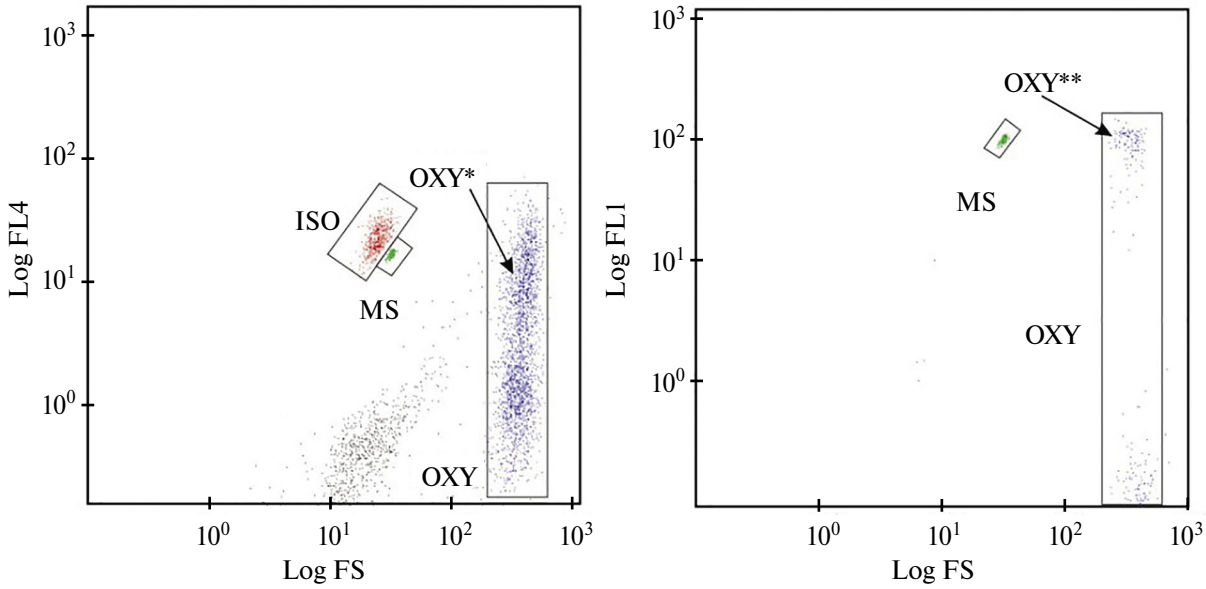

Рис. 2. Графики для расчета общей численности (метод гейтинга) гетеротрофной динофлагелляты *O. marina* (OXY) и ее кормовых объектов — микросфер (MS) и гаптофитовой микроводоросли *I. galbana* (ISO) на 2-параметрических цитограммах прямого светорассеивания (FS) и флуоресценции в красной (FL4, 675 нм; слева) и зеленой (FL1, 525 нм; справа) областях спектра. OXY* – клетки динофлагеллят, потребляющие *I. galbana* и микросферы, OXY** – клетки динофлагеллят с микросферами в пищевых вакуолях (Rauen, 2023).

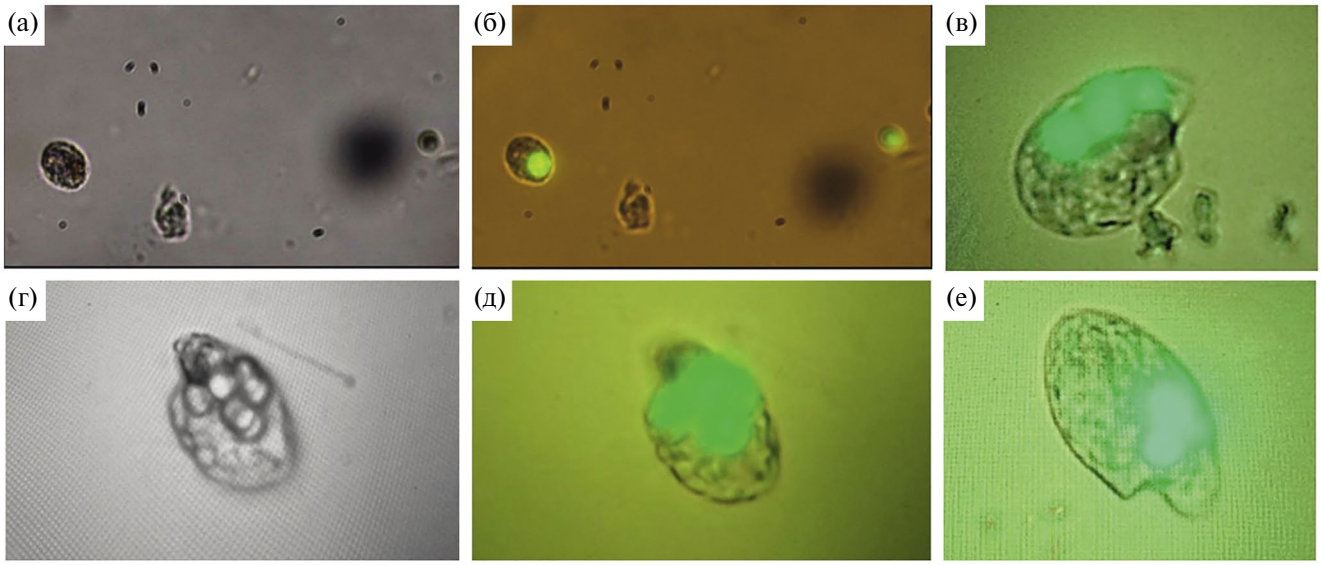

Рис. 3. Клетки динофлагелляты *O. marina* с одной (а, б) и несколькими (в–е) MS в пищеварительных вакуолях в светлом поле (а, г) и эпифлуоресцентном режиме (б, в, д, е) (Rauen, 2023).

флуоресценции, MS были хорошо видны в питательной среде и в пищеварительных вакуолях *O. marina* (рис. 3). Пищевое поведение *O. marina* оценивали по количеству поглощенных пищевых объектов и по их убыванию в питательной среде.

Оценка двигательного поведения *O. marina*. Двигательное поведение оценивали по числу подвижных клеток, скорости и траектории их движения. Для определения скоростей движения использовали методику для сперматозоидов рыб (Baiandina, Khanaychenko, 2019). Видеосъемку движения динофлагеллят проводили в трех повторностях сразу после отбора проб в сосудах CNRL, ISO и MS. Каплю пробы объемом 0.1 мл наносили

на предметное стекло так, чтобы суспензия не растекалась. Каплю не накрывали покровным стеклом, что позволяло клеткам *O. marina* свободно двигаться в суспензии.

В процессе видеозаписи каждой из трех повторностей поле зрения меняли три раза, выбирая участки с наиболее подвижными клетками. Поскольку активные клетки быстро уходили из поля зрения, их подвижность анализировали на протяжении коротких (15 с) отрезков времени. В программе VirtualDubMod проводили конвертацию видеофайлов, сохраняли отдельные файлы в формате AVI (uncompressed) без аудиодорожки, с частотой 20 кадров/с. Видеоролики анализировали в программе ImageJ с установленным плагином wrMTrck_Batch (Nussbaum-Krammer, 2015), который сохранял координаты клеток, их средние криволинейные и прямолинейные скорости в формате TXT, траектории движения клеток — в формате PNG (рис. 4).

По полученным в ImageJ длинам пути каждой клетки *O. marina* рассчитывали скорости их движения (мкм/с) и процент подвижных клеток для каждого образца. Клетки со скоростью <20 мкм/с считали малоподвижными и не учитывали при подсчете средних скоростей. Процент подвижных клеток рассчитывали из соотношения обнаруженных клеток со скоростями больше и меньше 20 мкм/с.

Для оценки степени извилистости пути, по которому двигались динофлагелляты, определяли так называемый коэффициент спрямленности траектории как отношение длины отрезка *l*, соединяющего начало и конец траектории, к общей длине траектории *L* (рис. 4в). Величина коэффициента менялась в диапазоне от 0 (максимальная извилистость пути) до 1 (прямолинейное движение).

Статистические методы обработки данных. Статистический анализ данных проводили в программах MS Excel и STATISTICA v.10. Численности клеток, микросфер и размеры клеток динофлагеллят представлены в виде средних значений и их стандартных отклонений ($M \pm SD$), средние скорости движения и процент подвижных клеток — в виде медиан и 25 и 75 процентилей. На графиках использовали “коробочный” вид предоставления данных, где центральное значение — это медиана, в коробочке находится 50% данных, усы представляют собой процентили 95 и 5. Выборки данных были проверены на нормальность с помощью теста Колмогорова–Смирнова. Для оценки статистической значимости различий выборок нормально распределенных данных использовали дисперсионный анализ (ANOVA), критерий Фишера (F). Различия считали значимыми при $p \leqslant 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Динамика численности хищника и жертв в ходе эксперимента. Численность клеток *O. marina* в течение эксперимента во всех сосудах изменялась незначительно (рис. 5а). Наибольшие изменения (15%) – статистической значимости уменьшение численности динофлагеллят с 14.2 ± 1.1 до 12.2 ± 1.1 тыс. кл./мл к концу эксперимента, наблюдали в сосудах с MS, наименьшие (3%) – в контроле (CNRL), где численность снижалась с 14.8 ± 0.9 до 14.3 ± 0.5 тыс. кл./мл (рис. 4а).

В эксперименте с микроводорослями (ISO) численность динофлагеллят возрастала с 12.9 ± 1.0 до 13.7 ± 1.0 тыс. кл./мл в первые 2 ч инкубирования, пока в среде сохранялось достаточное количество микроводорослей, а затем, когда они были почти полностью выедены, численность динеофлагеллят снижалась почти до первоначальных значений (рис. 5а).

В эксперименте ISO численность клеток *I. galbana* снижалась более, чем на два порядка

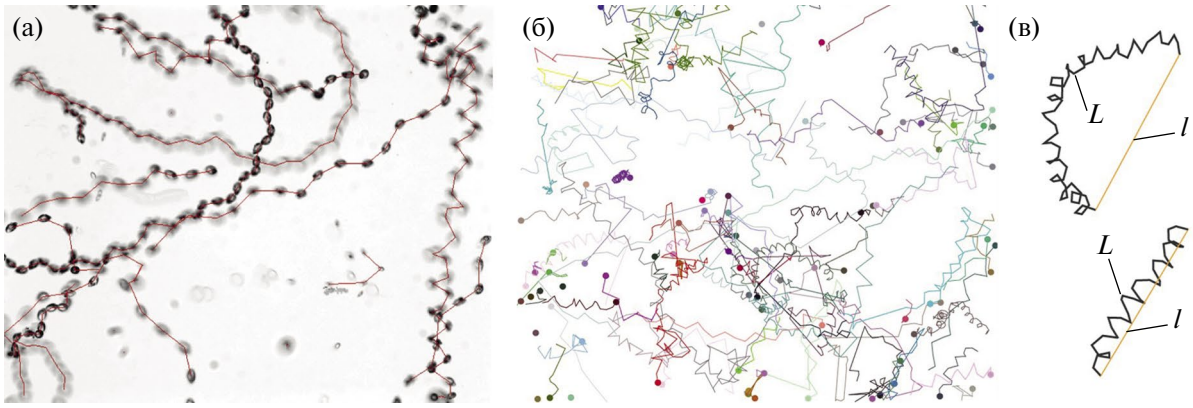

Рис. 4. Трекинг движения динофлагеллят в программе ImageJ (а), набор треков, полученный в одном из экспериментов (б), и схема определения коэффициента спрямленности траектории движения *O. marina* (в). Обозначения L и l приведены в тексте.

в течение 6 ч инкубирования, с $4.9 \cdot 10^5$ кл./мл до $2.3 \cdot 10^3$ кл./мл (рис. 5б). Быстрое выедание микроводорослей в первые 2 ч совпадало с нарастанием численности динофлагеллят, о котором было сказано выше (рис. 5а).

В отличие от микроводорослей, которые почти полностью выедались динофлагеллятами к концу эксперимента, численность MS в среде снижалась меньшими темпами — только наполовину к концу эксперимента (рис. 5б), с 4.4 ± 0.3 до $2.2 \pm 0.3 \cdot 10^5$ /мл. Такая динамика, однако, была обусловлена тем, что МП, в отличие от микроводорослей, не мог быть усвоен динофлагеллятами, и через некоторое время они экскретировали MS обратно в среду.

Таким образом, первоначальное снижение концентрации MS в среде было связано с их выеданием и накоплением в пищеварительных вакуолях, а последующее их выведение в среду вело к “компенсации” численности. Достижение баланса между процессами потребления и экскреции MS должно было характеризоваться выходом кривой их численности на плато, но только в случае отсутствия иных процессов, ведущих к потере MS (например, их налипания на стенки сосудов).

Цитометрические данные о содержании микросфер в клетках динофлагеллят позволили установить, что доля клеток *O. marina* с внутриклеточным микропластиком быстро возрастала и достигала 93% ко 2-му ч инкубирования (а, возможно, и ранее). К концу эксперимента она увеличивалась лишь до 94%, что могло означать достижение упомянутого выше баланса.

Изменения размеров клеток *O. marina*. Величина ESD клеток *O. marina* в маточной культуре была 27.6 ± 0.6 мкм и не менялась в начале эксперимента в контроле (CNRL). В экспериментальных сосудах ISO и MS наблюдали небольшой рост размеров клеток (29.3 ± 1.8 и 32.5 ± 3.5 мкм соответственно) в течение первых 10 мин эксперимента (рис. 4в). В течение эксперимента размеры клеток *O. marina* увеличивались во всех экспериментальных сосудах, но наибольшие абсолютные значения ESD (40.4 ± 1.2 мкм) были достигнуты при потреблении пластиковых MS (рис. 4в), что могло быть связано с накоплением большого их количества в клетках динофлагеллят.

Локомоция клеток *O. marina* в сосудах с разными диетами. В первые минуты после начала эксперимента средние скорости движения и доля подвижных клеток *O. marina* во всех экспериментальных сосудах изменялись в достаточно широких пределах — от 24 до 170 мкм/с и от 42 до 100% соответственно. Хотя в контроле наблюдали более высокие скорости (медиана 142 мкм/с, 25–75 процентили 125–153 мкм/с), чем в ISO (81, 36–139 мкм/с) и MS (73, 43–145 мкм/с), отличия между всеми вариантами не были статистически значимыми ($p > 0.05$) из-за широкого разброса данных в опытах с микроводорослями и микросферами (рис. 6а). Похожий результат был получен и для доли подвижных клеток (рис. 6б).

Через 2 ч после начала эксперимента локомоторная активность динофлагеллят, потребляющих MS, включая скорость движения и долю подвижных клеток, оказалась достоверно выше, чем в опыте с микроводорослями (ISO), а к окончанию эксперимента (6 ч) статистически значимо превышала значения и в ISO, и в CNRL (рис. 6а, 6б). При этом, если в опыте ISO не происходило значимых изменений обоих показателей на протяжении эксперимента, в контроле наблюдали устойчивый тренд их снижения, а в опыте MS — наоборот, увеличение (рис. 6а, 6б).

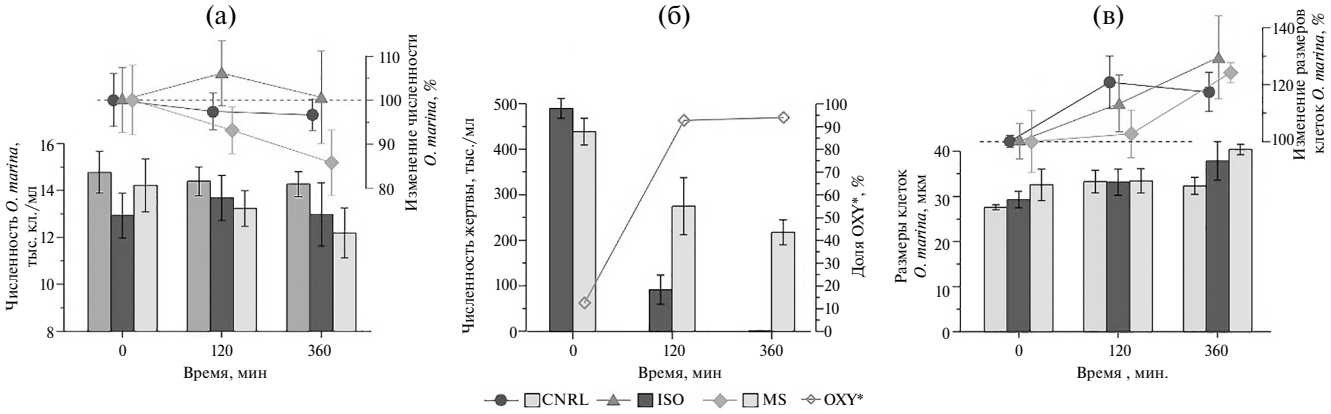

Рис. 5. Динамика численности динофлагеллят *O. marina* (а), микроводорослей *I. galbana* (ISO) и пластиковых микросфер (MS) (б), доли клеток *O. marina* с микросферами в пищеварительных вакуолях (б) (OXY*) и средних размеров (ESD) клеток *O. marina* (в), в контроле (CNRL), при питании микроводорослями (ISO) и микросферами (MS). Вариабельность представлена границами стандартного отклонения.

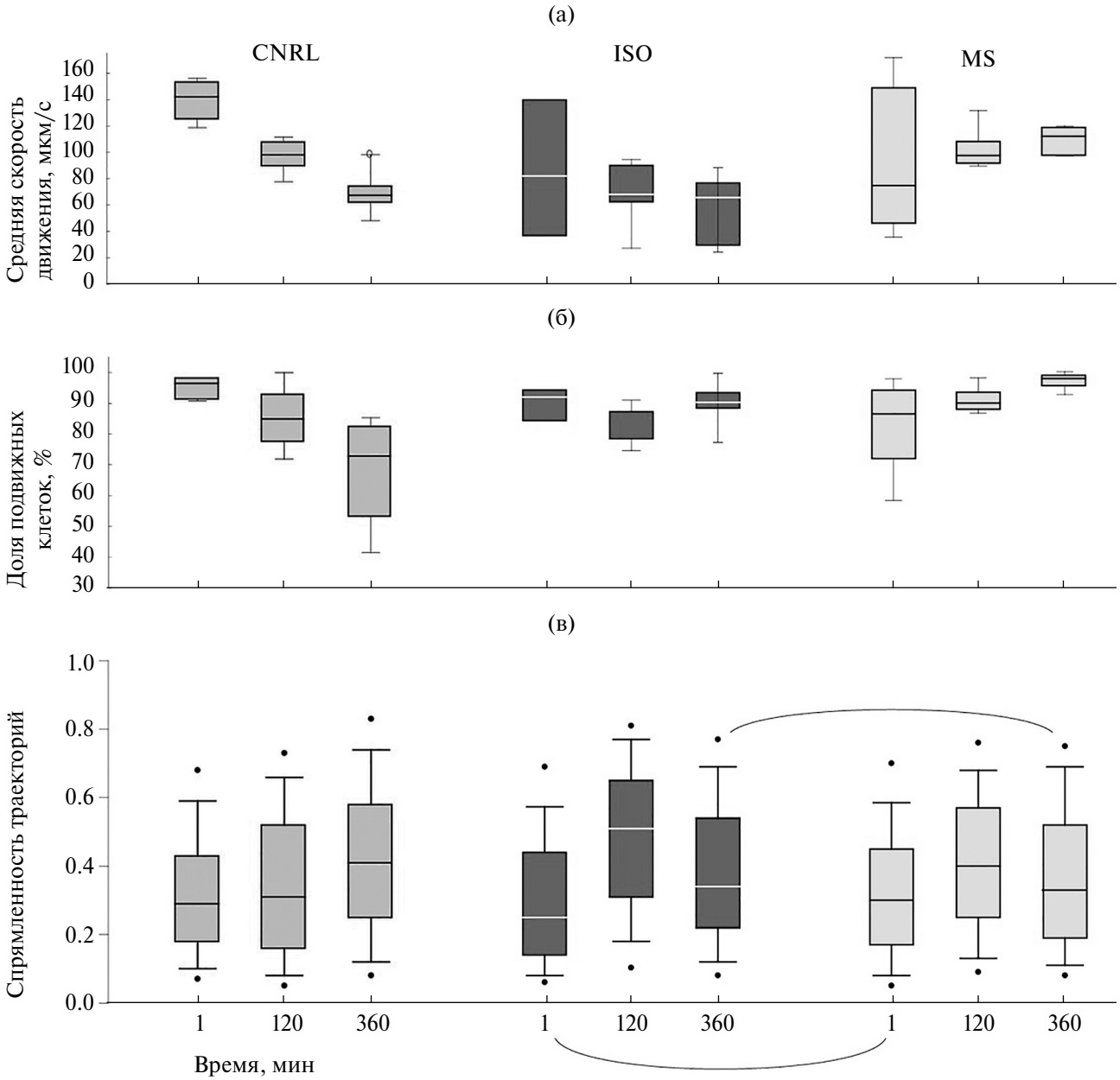

Рис. 6. Средние скорости движения клеток (а), доля подвижных клеток (б) и коэффициент спрямленности траекторий движения (в) динофлагеллят *O. marina* в экспериментальных сосудах с добавлением *I. galbana* (ISO), пластиковых микросфер (MS) и в контроле (CNRL) в начале эксперимента, через два и шесть часов. Показаны медианы, процентили 25–75% и 5–95%. Точки обозначают выбросы, дуги соединяют статистически не отличающиеся наборы значений, измеренные в одинаковые минуты эксперимента.

Динамика коэффициентов спрямленности траектории движения динофлагеллят, которую наблюдали в эксперименте, еще более усложняла картину: с течением времени в контроле (CNRL) коэффициент спрямленности непрерывно возрастал, тогда как в двух других экспериментах (ISO, MS) он возрастал к 2 ч эксперимента и уменьшался к 6 ч (рис. 6в), причем указанные изменения во времени были статистически значимыми. По крайней мере, результаты, полученные в контроле, можно было объяснить стратегией поиска пищевых ресурсов — более прямолинейные траектории движения давали динофлагеллятам бóльший шанс обнаружить новое пищевое “пятно”, тогда как общие энергозатраты на этот поиск снижались за счет снижения средней скорости движения. К окончанию эксперимента (6 ч) значения коэффициента в опытах ISO и MS

различались незначительно и были достоверно ниже, чем в контроле (рис. 6в). Таким образом, в присутствии пищевых объектов треки движения динофлагеллят были более извилистыми.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Связь загрязнения водных объектов МП с трофикой одноклеточного микрозоопланктона и его влияние на физиологию этих организмов — наименее изученная проблема (Bermúdez et al., 2021). Потребление частиц МП одноклеточным микрозоопланктоном может иметь серьезные последствия для морских пищевых сетей, поскольку они является важным связующим звеном между первичными продуцентами и высшими трофическими уровнями (Bermúdez et al., 2021).

Ранее в работах (Fulfer, Menden-Deuer, 2021; Rauen et al., 2023) было установлено, что *O. marina* активно потребляет МП даже в присутствии альтернативных видов корма. В настоящем исследовании также наблюдали активное выедание этим видом пластиковых микрочастиц — в конце эксперимента доля клеток, содержащих в своих пищеварительных вакуолях МП, достигала 95%. Необходимо отметить, что потребление МП динофлагеллятами оказывало негативный эффект на их популяцию, вело к снижению ее численности (в сравнении с контролем и опытом с микроводорослями). Вероятно, это было связано с “холостым” питанием — невозможностью получить питательные вещества из частиц МП и, соответственно, невосполнением энергетических затрат популяции динофлагеллят на поиск и поимку этих частиц. Полученный нами результат хорошо согласуется с предыдущими исследованиями, которые показали, что потребление пластика вело к снижению скорости роста динофлагеллят *O. marina* и *Gyrodinium* sP. (Fulfer, Menden-Deuer, 2021). Поглощение МП оказывает влияние не только на динамику роста динофлагеллят *O. marina*, но и на размер и форму их клеток. Как и в прежних исследованиях (Lyakurwa, 2018; Rauen et al., 2023), нами было отмечено, что некоторые клетки *O. marina* могут накапливать в своих пищеварительных вакуолях множество частиц пластика. В эксперименте нами зарегистрированы рекордно большие размеры клеток *O. marina* (ESD до 40 мкм), содержащих до пяти–шести микросфер. Наше предположение, что связанное с потреблением МП увеличение размеров клеток (и изменение их плавучести) влияет на локомоцию клеток было основано на свидетельствах, полученных другими авторами. Действительно, потребление МП гидробионтами (Barboza et al., 2018; Kim, An, 2020), включая одноклеточные организмы (Zhang et al., 2022), вызывали аномалии плавательного поведения, снижение скорости и расстояния их перемещения. Тем не менее, наши результаты не выявили явных нарушений в локомоторном поведении динофлагеллят *O. marina* при их “питании” МП. Двигательная активность и характеристики траекторий движения динофлагеллят, содержащих MS, оставались в пределах “нормы”, которую наблюдали в сосудах с обычным для *O. marina* пищевым объектом — микроводорослями *Isochrysis galbana*.

Вместе с тем, на разных стадиях эксперимента были выявлены статистически значимые изменения в доле подвижных клеток, скорости и извилистости траектории движения динофлагеллят, которые могли быть обусловлены сменой стратегии питания микроорганизмов в меняющихся условиях. В частности, в отсутствие жертв в контроле скорости движения *Oxyrrhis marina* имели тенденцию к снижению, а траектории — к спрямленности, однако в опытных сосудах с добавлением одной из жертв (*Isochrysis galbana* или микросфер) динофлагелляты двигались по более закрученным трекам и на меньших скоростях. Похожие результаты были получены в исследованиях, которые объясняли подобную стратегию необходимостью оставаться в пищевом “пятне” (Deuer, Grünbaum, 2006).

Интерпретация достаточно сложной динамики локомоторных характеристик, которую наблюдали в нашем эксперименте, представляется многогранной задачей, требующей рассмотрения в достаточной мере обоснованной стратегии питания *Oxyrrhis marina*. В присутствии МП на поведенческие паттерны одноклеточных организмов оказывают влияние множество факторов — длительность контакта с частицами МП, наличие альтернативной жертвы, концентрация и вид частиц МП и т.д. (Zhang et al., 2022). На основе полученных нами экспериментальных результатов можно предположить, что на подвижность динофлагеллят могли влиять два ключевых фактора — состояние голода или насыщения и присутствие или отсутствие пищевых объектов в среде. Соответственно, в каждом из вариантов диеты на разных этапах эксперимента возникали разные комбинации этих факторов: голод и отсутствие пищи в контроле; голод и постоянное присутствие пищевых частиц в опыте с МП; наконец, непрерывное изменение этих факторов в опыте с микроводорослями — с постепенным насыщением и убыванием количества пищи. Варианты CNRL и MS отличались тем, что на протяжении всего эксперимента эти факторы не менялись. Тем не менее, как показали эксперименты, стратегия питания и локомоторное поведение динофлагеллят существенно менялись в этих относительно постоянных условиях. Наблюдаемое на протяжении эксперимента снижение локомоторной активности динофлагеллят в контроле могло быть связано с необходимостью сокращения энергетических трат на безуспешный поиск источника

пищи. Подобная коррекция пищевой стратегии позволяла популяции избежать потерь и переждать неблагоприятный период, такую же стратегию клеток *O. marina* наблюдали и в других исследованиях (Deuer, Grünbaum, 2006). В опыте MS, наоборот, подобной коррекции не происходило, что вело к катастрофическим последствиям — динофлагелляты продолжали наращивать потребление пластиковых частиц (“холостое” питание), не получая при этом отдачи в виде питательных веществ и энергии. Будучи фальшивым пищевым ресурсом, МП подает консументам фальшивые сигналы “съешь меня”.

Описанные выше процессы могут иметь далеко идущие последствия для всей морской экосистемы. Снижение численности одноклеточного микрозоопланктона негативно влияет на его непосредственных консументов — более крупный зоопланктон, и далее создает восходящий каскадный эффект сокращения численности популяций вверх по пищевой цепи (Calbet, 2008). Кроме того, “упакованный” одноклеточными организмами МП переносится на более высокие трофические уровни, что ведет к его биоаккумуляции в рыбах и более крупных хищниках (Athey et al., 2020).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Динофлагелляты *O. marina* активно потребляли пластиковые MS, хотя темпы их выедания были ниже, чем основного пищевого объекта — микроводорослей. По сравнению с контролем, питание микроводорослями или MS приводило к более значимому увеличению размеров клеток динофлагеллят, причем максимальные размеры (до 40 мкм) были достигнуты при потреблении пластиковых MS. Их количество в пищеварительных вакуолях динофлагеллят могло достигать 6 шт. Увеличение размеров клеток динофлагеллят, которое было следствием фагоцитоза пластиковых MS, не вело к заметному снижению их подвижности и нарушению локомоции. Более того, в опыте с MS наблюдали максимальные средние скорости движения динофлагеллят на завершающей стадии эксперимента. Отсутствие пищевых объектов в среде (в контроле) приводило к снижению скорости движения, процента подвижных клеток и спрямлению траекторий клеток динофлагеллят. В присутствии пищевых объектов (и микроводорослей, и МП) треки движения динофлагеллят были более извилистыми, однако эти отличия не были статистически значимыми. “Холостое” (не обеспечивающее питательными веществами) питание динофлагеллят МП приводило к статистически значимому снижению их численности (по сравнению с контролем и опытом с микроводорослями), что могло быть обусловлено неоправданно высокими энергозатратами их популяции на постоянный поиск, фагоцитоз и экскрецию микросфер. Признаков отказа хищника от подобного “холостого” питания не было выявлено, наоборот, — подвижность клеток со временем возрастала, что только ухудшало ситуацию. В целом, явных нарушений в локомоторном поведении динофлагеллят *O. marina* при их “питании” МП не было зарегистрировано, однако его негативные последствия наступали, по крайней мере, в результате несоответствия энергетической стоимости питания и затрат на его обеспечение и выражались в значимом сокращении популяции.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии южных морей по темам «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов» (№ гос. регистрации 124022400152-1); «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№ гос. регистрации 124022400148-4); «Трансформация структуры и функций экосистем морской пелагиали в условиях антропогенного воздействия и изменений климата» (№ гос. регистрации 124030400057-4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Стельмах Л.В., Мансурова И.М. 2021. Физиологический механизм выживания динофитовых водорослей в условиях биогенного лимитирования // Биология внутр. вод. № 2. С. 198. https://doi.org/10.31857/S0320965221020157

Ханайченко А.Н., Битюкова Ю.Е. 1999. Избирательность питания личинок калкана и выбор стратегии их кормления // Экология моря. № 48. С. 63.

Ateia M., Zheng T., Calace S. et al. 2020. Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs // Sci. Total Environ. V. 720. P. 137634. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137634

Athey S.N., Albotra S.D., Gordon C.A. et al. 2020. Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant // Limnol., Oceanogr. V. 5. P. 154. https://doi.org/10.1002/lol2.10130

Baiandina I.S., Khanaychenko A.N. 2019. Optimization of the method for determining the motility characteristics of fish spermatozoa using ImageJ Software and Excel Macros // J. Ichthyol. V. 59. № 1. P. 127. https://doi.org/.org/10.1134/S0032945219010016

Barboza L.G.A., Vieira L.R., Guilhermino L. 2018. Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): changes in behavioural responses and

reduction of swimming velocity and resistance time // Environ. Pollut. V. 236. P. 1014. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.082

Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments // Philosophical Transactions of the Royal Society. A. V. 364. P. 1985. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205

Beaumont N.J., Aanesen M., Austen M.C. 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic // Mar. Pollut. Bull. V. 142. P. 189. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022

Bermúdez J.R., Metian M., Oberhänsli F., Taylor A. 2021. Preferential grazing and repackaging of small polyethylene microplastic particles (⩽5 μm) by the ciliate *Sterkiella* sp. // Mar. Environ. Res. V. 166. P. 105260. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105260

Botterell Z.L., Beaumont N., Dorrington T. et al. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review // Environ. Pollut. V. 245. P. 98. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065

Calbet A. 2008. The trophic roles of microzooplankton in marine systems // ICES J. Mar. Sci. V. 65. P. 325. https://doi.org/.org/10.1093/icesjms/fsn013

Carbery M., O'Connor W., Palanisami T. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health // Environ. International. V. 115. P. 400. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007

Chubarenko I., Efimova I., Bagaeva M. et al. 2020. On mechanical fragmentation of single-use plastics in the sea swash zone with different types of bottom sediments: Insights from laboratory experiments // Mar. Pollut. Bull. V. 150. P. 110726. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110726

Cole M., Lindeque P., Fileman E. et al. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton // Environ. Sci. Technol. V. 47. № 12. P. 6646. https://doi.org/10.1021/es400663f

Cooper D.A., Corcoran P.L. 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii // Mar. Pollut. Bull. V. 60. № 5. P. 650. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.026

Coutteau P. 1996. Micro-Algae. Manual on the production and use of live food for aquaculture. Rome.

Desforges J.P.W., Galbraith M., Ross P.S. 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean // Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 69. № 3. P. 320. https://doi.org/.org/10.1007/s00244-015-0172-5

Deuer S.M., Grünbaum D. 2006. Individual foraging behaviors and population distributions of a planktonic predator aggregating to phytoplankton thin layers // Limnol., Oceanogr. V. 51. P. 109. https://doi.org/.org/10.4319/lo.2006.51.1.0109

Egbeocha C.O., Malek S., Emenike C.U., Milow P. 2018. Feasting on microplastics ingestion by and effects on marine organisms // Aquat. Biol. V. 27. P. 93. https://doi.org/10.3354/ab00701

Fulfer V.M., Menden-Deuer S. 2021. Heterotrophic dinoflagellate growth and grazing rates reduced by microplastic ingestion // Frontiers in Marine Science. P. 1044. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.716349

Galloway T.S., Cole M., Lewis C. 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem // Nature Ecol. Evol. V. 1. № 5. P. 1. https://doi.org/.org/10.1038/s41559-017-0116

Hansen P.J. 1991. Quantitative importance and trophic role of heterotrophic dinoflagellates in a coastal pelagial food web // Mar. Ecol.: Prog. Ser. V. 73. № 2–3. P. 253.

Kim S.W., An Y.J. 2020. Edible size of polyethylene microplastics and their effects on springtail behavior // Environ. Pollut. V. 266. P. 115255. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115255

Kukulka T., Proskurowski G., Morét Ferguson S. et al. 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris // Geoph. Res. Letters. V. 39(7). https://doi.org/10.1029/2012gl051116

Law K.L., Narayan R. 2022. Reducing environmental plastic pollution by designing polymer materials for managed end-of-life // Nat. ReV. Mater. V. 7. № 2. P. 104. https://doi.org/10.1038/s41578-021-00382-0

Lomonaco T., Manco E., Corti A. 2020. Release of harmful volatile organic compounds (VOCs) from photo-degraded plastic debris: a neglected source of environmental pollution // J. Hazardous Mater. V. 394. P. 122596. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122596

Lyakurwa D.J. 2017. Uptake and effects of microplastic particles in selected marine microalgae species; *Oxyrrhis marina* and *Rhodomonas baltica*. PhD thesis. Norwegian University of Science and Technol. P. 51.

Maes T., McGlade J., Fahim I.S. 2021. From Pollution to Solution: a global assessment of marine litter and plastic pollution.

Montagnes D.J., Lowe C.D., Roberts E.C. et. al. 2011. An introduction to the special issue: *Oxyrrhis marina*, a model organism? // J. Plankton Res. V. 33. № 34. P. 549. https://doi.org/.org/10.1093/plankt/fbq121

Naik R.K., Naik M.M., D'Costa P.M., Shaikh F. 2019. Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health // Mar. Pollut. Bull. V. 149. P. 110525. https://doi.org/.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110525

Nussbaum-Krammer C.I., Neto M.F., Brielmann R.M et al. 2015. Investigating the spreading and toxicity of prion-like proteins using the metazoan model organism *C. elegans* // JoVE (J. Visual. ExP. № 95. P. e52321 https://doi.org/10.3791/52321

Prata J.C., Silva A.L., Walker T.R. et al. 2020. COVID-19 pandemic repercussions on the use and management

of plastics // Environ. Sci. Technol. V. 54. № 13. P. 7760.
https://doi.org/.org/10.1021/acs.est.0c02178

Rauen T.V., Mukhanov V.S., Aganesova L.O. 2023. Ingestion of microplastics by the heterotrophic dinoflagellate *Oxyrrhis marina* // Mar. Biol. J., V. 8, № 1. P. 64.
https://doi.org/.org/10.21072/mbj.2023.08.1.06

Rehse S., Kloas W., Zarfl C. 2016. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna* // Chemosphere. V. 153. P. 91.
https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

Rillig M.C., Bonkowski M. 2018. Microplastic and soil protists: a call for research // Environ. Pollut. V. 241. P. 1128.
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.147

Roberts E.C., Wootton E.C., Davidson K. et al. 2011. Feeding in the dinoflagellate *Oxyrrhis marina*: linking behaviour with mechanisms // J. Plankton Res. V. 33. 4. P. 603. https://doi.org/10.1093/plankt/fbq118

Sherr E.B., Sherr B.F. 2002. Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs // Antonie Van Leeuwenhoek. V. 81. № 1. P. 293.
https://doi.org/.org/10.1023/a:1020591307260

Silva A.L.P., Prata J.C., Walker T.R. et al. 2021. Increased plastic pollution due to COVID-19 pandemic: Challenges and recommendations // Chem. Engineering J. V. 405. P. 126683.
https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126683

Steinberg D.K., Landry M.R. 2017. Zooplankton and the ocean carbon cycle // Annual review of marine science. V. 9. № 1. P. 413.
https://doi.org/.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924

Stottrup J.G., Richardson K., Kirkegaard E. et al. 1986. The cultivation of *Acartia tonsa* Dana for use as a live food source for marine fish larvae // Aquaculture. V. 52. № 2. P. 87.

Sussarellu R., Suquet M., Thomas Y. et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics // Proceedings of the National Academy of Sciences. V. 113. № 9. P. 2430.
https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P. et al. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? // Science. V. 304. P. 838.

Welden N.A., Cowie P.R. 2016. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus* // Environ. Pollut. V. 218. P. 895.
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.020

Wu F., Wang Y., Leung J.Y.S. et al. 2020. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China // Sci. Total Environ. V. 708. P. 1.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135432

Zhang J., Li C., Chen X. et al. 2022. *Paramecium bursaria* as a Potential Tool for Evaluation of Microplastics Toxicity // Biology. V. 11. № 12. P. 1852.
https://doi.org/10.3390/biology11121852

Influence of Microplastics on the Nutritional and Locomotive Activity of Dinoflagellate *Oxyrrhis marina* in the Experiment

T. V. Rauen[1, *], V. S. Mukhanov[1], Iu. S. Baiandina[1], A. M. Lyakh[1]

[1]*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia*
[*]*e-mail: taschi@mail.ru*

The incorporation of microplastic particles (MPs) into the microbial food chain and their impact on physiology of consuming organisms has been largely underexplored. The heterotrophic dinoflagellate *Oxyrrhis marina* serves as a good model for understanding these processes. In this work, flow cytometry methods were used to analyze the dynamics of consumption by this predator of its natural prey, the microalga *Isochrysis galbana* (ISO), and plastic microspheres (MS) of the same size. In addition, the effect of the diets containing these components on the swimming speed and movement patterns of *Oxyrrhis marina* cells was evaluated using a computer method for analyzing video recordings of *O. marina* movement. It was shown that from the first minutes of the experiment, the dinoflagellates actively consumed both the preys, but by the end of the experiment, the number of MS in the medium decreased to a lesser extent, from 4.4 to $2.2 \cdot 10^5$/mL, while *Isochrysis galbana* cells were almost completely grazed, and their abundance decreased by more than two orders of magnitude, from $4.9 \cdot 10^5$ cells/mL to $2.3 \cdot 10^3$ cells/mL. Such dynamics were associated with compensation for the number of microspheres in the medium due to their excretion and repeated phagocytosis by *Oxyrrhis marina*. The increase in the size of dinoflagellate cells, which was a consequence of the consumption of plastic microspheres, did not lead to a noticeable decrease in their mobility and impaired locomotion. 'Unproductive' feeding of the dinoflagellates on microplastics did not supply them with nutrients and was the reason for a statistically significant decrease in their abundance (compared to the control and experiment with microalgae). This seemed to be due to the unreasonably high energy consumption of their population for constant search, phagocytosis, and excretion of microspheres. There were no signs of the

predator's rejection of such an unproductive nutrition strategy; on the contrary, cell mobility increased over time, which only worsened the situation. Such processes can have far-reaching negative consequences for the entire food chain. In particular, microplastics "packaged" by unicellular organisms can be transported to higher trophic levels and accumulate in mollusks, fish, and larger predators.

Keywords: microplastic, microspheres, microalgae, ingestion, flow cytometry, swimming speed, *Oxyrrhis marina, Isochrysis galbana*

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 308–316

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК [591.044:628.4.043] (282.253.11)

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МИКРОПЛАСТИКА РЫБАМИ И РАКООБРАЗНЫМИ ДЕЛЬТЫ РЕКИ МЕКОНГ (ВЬЕТНАМ)

© 2024 г. И. И. Чеснокова[a, b, *], С. В. Статкевич[a, b], Е. П. Карпова[a, b], Ку Нгуен Динь[b]

[a]*Институт биологии южных морей им А.О. Ковалевского Российской академии наук, Севастополь, Россия*

[b]*Южное отделение Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова Российской академии наук, Хошимин, Вьетнам*

[*]*e-mail: mirenri@bk.ru*

Поступила в редакцию 27.09.2022 г.
После доработки 20.05.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Загрязнение рек Азии пластиком — одна из глобальных проблем региона. В результате исследования тканей некоторых массовых видов гидробионтов из дельты р. Меконг, одной из крупнейших рек Юго-Восточной Азии, выявлено наличие частиц микропластика у 11 из 12 видов рыб и у 6 видов ракообразных. Использован метод разложения тканей 30%-ной перекисью водорода. Доминирующим типом пластика у рыб и ракообразных были волокна сине-фиолетового цвета.

Ключевые слова: рыбы, ракообразные, р. Меконг, микропластик

DOI: 10.31857/S0320965224020096 **EDN:** xtcdyk

ВВЕДЕНИЕ

Одна из актуальных проблем современной науки — загрязнение вод Мирового океана МП. Общемировой выпуск пластика в 2021 г. достиг 390.7 млн т, но его переработка и утилизация осуществляется в незначительных объемах (Plastics — The Facts..., 2022). Поступление 88–94% пластика в океаны происходит за счет десяти рек Азии и Африки. Так, р. Янцзы в Китае переносит наибольшее количество пластиковых отходов, за ней следуют р. Инд, протекающая через Индию и Пакистан, реки Хуанхэ и Хай в Китае и р. Нил, протекающая через страны северо-востока Африки. Восемь из десяти рек, наиболее загрязняющих окружающую среду, находятся в Азии, т.е. служат основными каналами сброса пластиковых отходов в море (Schmidt et al., 2017).

За последнее десятилетие количество исследований, посвященных присутствию, судьбе и источникам микропластика в морских и пресноводных экосистемах, существенно возросло. Однако в большинстве работ анализируют присутствие МП в воде, вопросы поглощения этих частиц животными и их влияние на водные организмы освящены значительно хуже (Granek et al., 2020). Тем не менее, показано, что изменения, вызываемые частицами МП, затрагивают различные ткани и органы животных. Происходят нарушения в работе желудочно-кишечного тракта, печени, жабр, изменяется активность антиоксидантных и других ферментов, замедляется сердцебиение (Perez-Albaladejo et al., 2020; Elizalde-Velázquez G.A., Gómez-Oliván, 2021). В свою очередь это оказывает влияние на процессы роста, пищевое поведение, размножение и способность двигаться. Накопленные изменения могут стать причиной увеличения смертности, что особенно характерно для личиночных стадий и молоди гидробионтов (Critchell, Hoogenboom, 2018; Xu et al., 2020; Elizalde-Velázquez G.A., Gómez-Oliván, 2021). Передача МП от первичных потребителей на более высокие трофические уровни представляет угрозу и для здоровья человека. Частицы размером 10–20 мкм способны проникать в органы и ткани человека, в том числе печень и мозг. При этом содержащиеся в МП бисфенол А, фталаты, полибромированные дифениловые эфиры приводят к изменению микрофлоры желудка (Vivekanand et al., 2021).

Ежегодно >37 000 т пластика сбрасывается из вьетнамской дельты р. Меконг в Восточное море (Mendrik et al., 2019). Более того, эстуарии считаются горячими точками загрязнения МП, поскольку именно здесь сильные гидродинамические силы (приливы, волны, ветер) действуют на частицы пластика, влияя на их распространение, суспендирование и оседание, а также регу-

Сокращения: ЖКТ – желудочно-кишечный тракт, МП – микропластик.

лируют траекторию и скорость попадания этих частиц в морскую среду (Vendel et al., 2017). Хотя некоторые работы по изучению влияния разных типов загрязнения на гидробионтов водоемов южного Вьетнама проводили и ранее (Лобус, Комов, 2016; Томилина и др., 2016), исследования МП-загрязнения гидробионтов, обитающих в р. Меконг, единичны. Так, были проанализированы 8 видов барбусов и сомов, отловленных в р. Чи (притоке р. Меконг, Таиланд). Частицы МП обнаружены у 72.9% особей. Из общего числа частиц, проглоченных рыбой, 87% фрагментов классифицировали как волокнистые, 57% частиц были синего цвета. По мнению авторов (Kasamesiri, Thaimuangphol, 2020), источником МП в среде служат садки с синими волокнами, используемые в аквакультуре нильской тилапии, а также рыболовные сети, ловушки и лески. Это подтверждают и другие исследователи (Lusher et al., 2017): брошенные, утерянные или иным образом выброшенные орудия лова — основной источник пластиковых отходов в секторах рыболовства и аквакультуры. Дельта р. Меконг — место активного рыболовства и центр развитой аквакультуры, следовательно, проблема микропластикового загрязнения — одна из актуальнейших для данного региона.

Цель настоящего исследования — оценить содержание частиц пластика в желудочно-кишечном тракте массовых видов гидробионтов (рыб и креветок) в дельте р. Меконг.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Отбор образцов и проведение биоанализа. Во время экспедиционных исследований с 9 марта по 16 апреля 2022 г. отобраны пробы рыб и ракообразных в провинциях Донгтхап, Виньлонг, Чавинь и Бенче (Вьетнам) (рис. 1). Материал собирали с борта рыбацкого моторного судна при помощи буксируемого промыслового бимтрала с жесткой металлической рамой, ширина которой 4 м, высота 0.4 м, длина тралового мешка 12 м, размер ячеи сетного полотна во всем трале 10 мм.

Объектами изучения были представители семейств карповых Cyprinidae — *Rasbora aurotaenia* Tirant, 1885 (n = 15), *Albulichthys albuloides* (Bleeker, 1855) (n = 16), *Puntioplytes proctozystron* (Bleeker, 1865) (n = 19); пальцеперовых Polynemidae — *Polynemus melanochir* Valenciennes, 1831 (n = 15); ариевых сомов Ariidae — *Osteogeneiosus militaris* (L., 1758) (n = 14), *Arius maculatus* (Thunberg, 1792) (n = 24); угрехвостых сомов Plotosidae — *Plotosus canius* Hamilton, 1822 (n =17); батраховых Batrachoididae — *Allenbatrachus grunniens* (L., 1758)

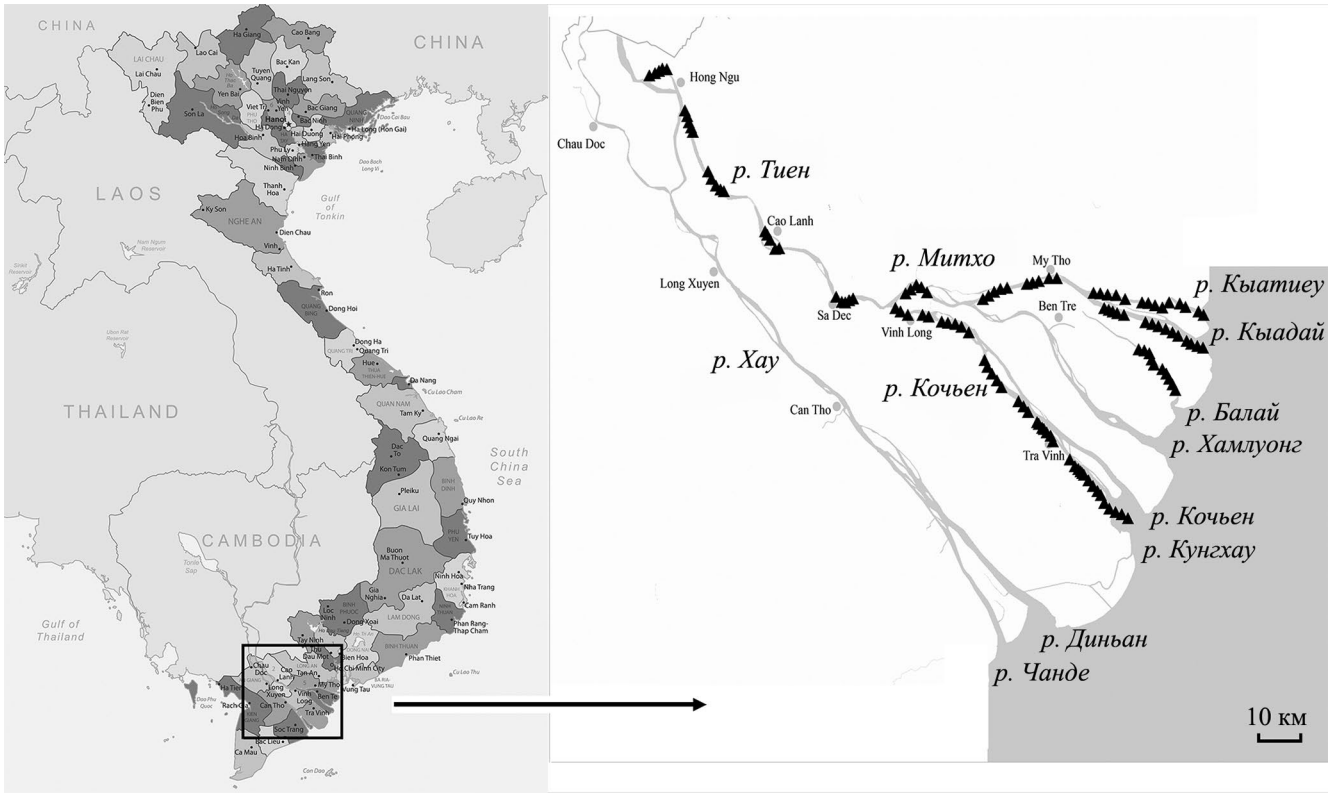

Рис. 1. Районы исследования (треугольниками обозначены станции сбора материала).

(n = 15); лировых Callionymidae — *Tonlesapia tsukawakii* Motomura & Mukai, 2006; элеотровых Eleotridae — *Eleotris melanosoma* Bleeker, 1853 (n = 14); циноглоссовых Cynoglossidae — *Cynoglossus microlepis* (Bleeker, 1851) (n = 14) и солеевых Soleidae — *Brachirus panoides* (Bleeker, 1851) (n = 12). Десятиногие ракообразные были представлены тремя семействами: палемониды Palaemonidae — *Macrobrachium dolichodactylus* Hilgendorf, 1879 (n = 30), *M. equidens* (Dana, 1852) (n = 12), *Arachnochium mirabile* (Kemp, 1917) (n = 15)), пенеиды Penaeidae — *Mierspenaeopsis sculptilis* (Heller, 1862) (n = 20) и диогениды Diogenidae (*Diogenidae* sp. (n = 12). Из ротоногих в работе использовали представителя семейства сквиллиды Squillidae (*Cloridopsis scorpio* (Latreille, 1828) (n = 15)). Все виды относятся к массовым представителям ихтио- и карцинофауны дельты.

Проведен биологический анализ: получены стандартная длина (SL) рыб, промысловая длина креветок ($L_{пром.}$) и длина карапакса раков-отшельников ($L_{кар}$), с точностью до 0.1 см; масса гидробионтов (W), с точностью до 0.01 г (AND GF-300, Япония). Желудочно-кишечные тракты рыб извлекали и помещали на хранение при –20°С до проведения анализа. Ракообразных после измерения и взвешивания заворачивали в фольгу и замораживали при –20°С. Для анализа особи использовали целиком, полагая, что найденные частицы МП локализовались в ЖКТ ракообразных. Раки-отшельники предварительно были извлечены из раковин.

Обработка проб перекисью водорода, флотация в насыщенном растворе NaCl и последующая фильтрация. МП из тканей рыб и ракообразных выделяли по методу, описанному в работах (Li et al, 2015: Jabeen et al., 2017). Несколько образцов одного вида (от 3 до 10 особей) помещали в одну емкость и расценивали как повторность, для каждого вида готовили по две–пять повторностей. Образцы помещали в колбы или стаканы емкостью 250–1000 мл и добавляли 100–200 мл 30%-ной H_2O_2. Колбы закрывали фольгой и помещали в термостат. Температура инкубации — 65°С. Для рыб время инкубации было 48 ч, при необходимости время инкубации продлевали на 12–24 ч с добавлением 50 мл 30% H_2O_2. Время инкубации ракообразных было 24–48 ч в зависимости от их размеров. По завершении процесса разложения в пробы добавляли насыщенный раствор NaCl. Полученные растворы фильтровали с использованием фильтров диаметром 110 мм и с размером пор ⩽15–20 мкм (New Star, Hangzhou paper industry Co., LTD). По окончании фильтрации сразу проводили микроскопическое исследование.

Идентификация частиц микропластика. Подсчет частиц на фильтрах проводили с использованием микроскопа/бинокуляра Optika Microscopes Italy. Изображения частиц получали с помощью цифровой камеры Optikam HDMI при различном увеличении (×10, ×20, ×40). Частицы пластика классифицировали по типам согласно их физическим характеристикам: волокна (удлиненные), фрагменты (угловатые, твердые), глобулы (округлые), пленки. Частицы пластика разделяли по размерам — мезопластик (>5 мм), крупный МП (2–5 мм) и мелкий МП (<2 мм). Также регистрировали цвет частиц МП.

Результаты обрабатывали статистически, вычисляли среднее арифметическое и стандартную ошибку средней. Для статистического анализа преобладания типов пластика применяли критерий согласия Пирсона χ^2. Различия считали достоверными при p <0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Частицы МП обнаружены в ЖКТ всех видов рыб, за исключением *Rasbora aurotaenia*. Выявлено 238 частиц пластика. Из общего числа пластиковых частиц мезопластика было 5.9, крупного МП — 9.2, мелкого МП — 84.9%. Мезопластик представлен волокнами (85.7) и фрагментами (14.3), МП — волокнами (85.2), фрагментами (14.4) и глобулой (0.4).

Частицы МП обнаружены в ЖКТ всех видов ракообразных. У проанализированных видов ракообразных, без учета Diogenidae sp., выявлено 86 частиц пластика. Из общего числа пластиковых частиц мезопластика — 8.1, крупного МП — 7, мелкого МП — 84.9%. Мезопластик представлен волокнами (71.4) и пленками (28.6), МП — волокнами (82.6), фрагментами (8.1), пленками (9.3%). Размерно-массовые характеристики и содержание частиц МП в ЖКТ рыб представлены в табл. 1, ракообразных — в табл. 2.

В ЖКТ большинства проанализированных видов выявлены только частицы микропластика. Исключением были ракообразные *Macrobrachium equidens*, *Mierspenaeopsis sculptilis*, *Cloridopsis scorpio* и рыбы *Allenbatrachus grunniens*, *Eleotris melanosoma*, *Polynemus melanochir*, *Plotosus canius* и *Arius maculatus*, в их ЖКТ обнаружены частицы мезопластика, доля которых варьировала от 4 до 15%.

Соотношение типов пластика (волокна, фрагменты и пр.) показано на рис. 2. Установлено, что у рыб волокна статистически значимо доминировали у всех видов (критерий χ^2, p <0.05), кроме *Cynoglossus microlepis* (χ^2= 2.00; df = 2; p = 0.37), а у креветок — у всех, кроме *Macrobrachium dolichodactylus* (χ^2 = 4.67; df = 2; p = 0.10).

Следует отметить наличие комка волокон размером 1.3 на 1.6 мм в одной из проб с Diogenidae sp. Его основу составляли прозрачные пластиковые волокна разной толщины, и в них были вплетены различные цветные волокна. Точное число

прозрачных волокон установить не удалось из-за сложности разделения. Выявлено ⩾28 волокон, из них 2 толстых прозрачных волокна и ⩾14 тонких. Другие цветные волокна в клубке — красные разной толщины, черные, голубые, оранжевые, темно- и светло-фиолетовые (рис. 3).

По цветам частицы разделялись на группы: сине-фиолетовые (включая серо-фиолетовые и голубые), черные (включая серые), красные (включая розовые и малиновые), желтые, зеленые (рис. 4). В отдельную группу (на рис. 4 – “другое”) выделяли прозрачные, серебристые и волокна неопределенного цвета. Наиболее распространенными были частицы сине-фиолетовых цветов — 64.24% для рыб и 67.44 для ракообразных.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Основной путь поступления МП в организм рыб и креветок — питание. Многие современные исследования направлены на установление зависимостей между типами питания гидробионтов и степенью загрязнения частицами МП. Все проанализированные нами виды рыб — демерсальные и большинство из них — хищники. Однако объекты их питания различны. Так, *Rasbora aurotaenia* питается насекомыми, но может включать в рацион водоросли (Lim et al., 1999), что, по-видимому, служит причиной отсутствия частиц МП в ЖКТ данного вида. Виды *Polynemus melanochir*, *Tonlesapia tsukawakii*, *Brachirus panoides*, *Cynoglossus microlepis*, *Arius maculatus* предпочитают

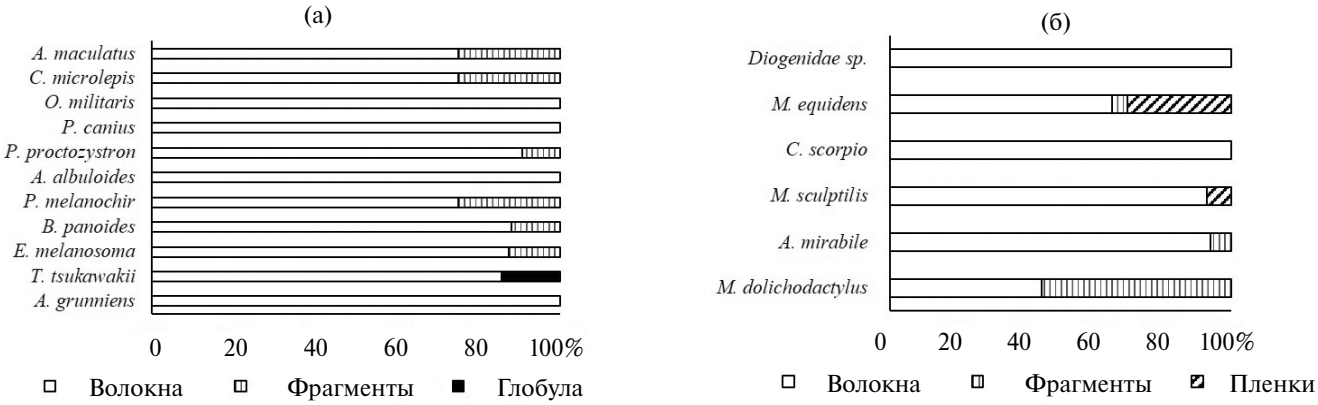

Рис. 2. Процентное соотношение типов пластика у рыб (а) и ракообразных (б).

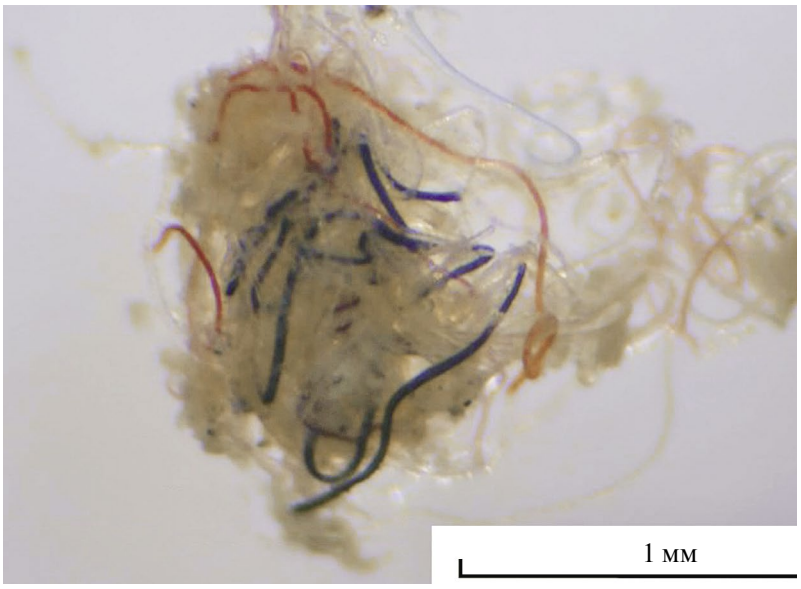

Рис. 3. Частицы МП из пластикового комка в ЖКТ Diogenidae sp.

Таблица 1. Размерно-массовые характеристики и содержание частиц МП в ЖКТ рыб (март–апрель 2022 г., дельта р. Меконг, провинции Донгтхап, Виньлонг, Чавинь, Бенче, (Вьетнам))

Вид	Особенности биологии	*SL*, мм	$W_{рыб}$, г	Среднее*
Половозрелые особи				
Allenbatrachus grunniens	М, С, бетнофаг	115.9 ± 3.2 100–140	46.88 ± 3.76 26.57–70.67	0.93 ± 0.64
Tonlesapia tsukawakii	П, бетнофаг	42.0 ± 0.9 39–51	1.42 ± 0.08 0.69–2.15	0.35 ± 0.05
Eleotris melanosoma	М, П, С, бетнофаг	67.4 ± 1.9 55–79	7.19 ± 0.64 3.65–12.96	1.75 ± 0.38
Brachirus panoides	П, С, бетнофаг	93.0 ± 11.5 60–150	18.76 ± 6.29 2.82–54.84	2.00 ± 1.00
Молодь рыб				
Polynemus melanochir	П, С, бетнофаг	87.1 ± 2.5 69–105	11.87 ± 1.12 5.83–20.80	0.60 ± 0.00
Albulichthys albuloides	П, С, всеяден	74.1 ± 1.5 67–89	6.73 ± 0.36 4.86–9.60	0.42 ± 0.08
Puntioplytes proctozystron	П, бетнофаг	88.4 ± 3.0 72–117	24.26 ± 2.82 12.60–57.0	0.60 ± 0.16
Plotosus canius	М, П, С, бетнофаг	141.7 ± 5.6 115–190	19.03 ± 2.17 9.62–38.18	1.74 ± 0.32
Rasbora aurotaenia	П, всеяден	66.8 ± 1.8 60–83	5.46 ± 0.54 3.10–10.61	0
Osteogeneiosus militaris	М, П, С, ихтио-, бентофаг	92.6 ± 3.9 69–115	10.29 ± 1.13 3.72–15.37	1.15 ± 0.43
Cynoglossus microlepis	П, бентофаг	119.9 ± 3.3 100–137	9.51 ± 1.14 5.63–21.16	0.27 ± 0.13
Arius maculatus	М, П, С, ихтио-, бентофаг	13.6 ± 0.6 9.6–21.5	26.36 ± 4.1 6.77–89.33	4.27 ± 0.96

Примечание. Над чертой — $M \pm m$, под чертой — min–max; *SL* — стандартная длина, $W_{рыб}$ — масса рыбы; М — морской вид, С — солоновато-водный, П — пресноводный.
* – среднее число частиц микропластика на одну особь, шт.

Таблица 2. Размерно-массовые характеристики и содержание частиц МП в тканях ракообразных (март–апрель 2022 г., дельта р. Меконг, провинции Донгтхап, Виньлонг, Чавинь, Бенче, (Вьетнам))

Вид	Особенности биологии	*L*, мм	*W*, г	Среднее
Креветки				
Macrobrachium dolichodactylus	П, всеяден	27.50 ± 0.80 19.52–37.82	0.64 ± 0.07 0.25–1.77	0.30 ± 0.00
A. mirabile	П, С, всеяден	52.68 ± 0.73 48.02–57.57	1.83 ± 0.08 1.42–2.43	1.13 ± 0.13
M. equidens	С, всеяден	52.37 ± 1.30 47.07–63.00	3.48 ± 0.29 2.47–5.81	2.25 ± 0.58
Mierspenaeopsis sculptilis	М, С, всеяден	65.90 ± 1.13 57.63–76.06	3.87 ± 0.20 2.33–5.53	0.80 ± 0.42
Раки-богомолы				
Cloridopsis scorpio	М, С, бентофаг	19.38 ± 0.67 14.97–24.02	8.57 ± 1.00 4.02–18.04	1.13 ± 0.27
Раки-отшельники				
Diogenidae sp.	С, М, всеяден	12.76 ± 0.48 10.38–15.44	2.03 ± 0.20 0.79–3.33	1.92 ± 0.37 (⩾3.58 с учетом комка)

Примечание. Над чертой — $M \pm m$, под чертой –min–max. *L*, мм — длина (для креветок дана промысловая длина (от середины глазной орбиты до конца тельсона), для раков–богомолов и раков–отшельников — длина карапакса). Остальные обозначения, как в табл. 1.

представителей зообентоса — мелких креветок и других ракообразных, двустворчатых и брюхоногих моллюсков (Menon, 1977; Loan et al., 2014), что было подтверждено и нами — в пробах присутствовали неразложившиеся под действием перекиси остатки раковин. По данным (Quang et al., 2017), *Eleotris melanosoma* питается в основном ракообразными и в меньшей степени мелкой рыбой и детритом. В нашем исследовании одним из основных объектов питания данного вида были крабы рода *Limnopilos*, в массе обитающие на корнях водного гиацинта *Eichornia crassipes*. Вид *Allenbatrachus grunniens* также предпочитает крабов, реже в его желудке можно встретить креветок или рыб (Mitparian et al., 2021). Взрослые особи *Plotosus canius*, достигающие >1 м в длину, питаются моллюсками, ракообразными и рыбами. Поскольку в наших пробах была молодь *P. canius*, основу его питания составляли мелкие моллюски, в основном двустворчатые. Все указанные выше виды относятся к активным хищникам и, следовательно, могут получать частицы МП из объектов питания животного происхождения или же с частицами детрита. Полученные нами различия также могут быть связаны с образом жизни. Например, *Brachirus panoides* и *Cynoglossus microlepis* бóльшую часть своей жизни проводят лежа на дне, следовательно, шанс случайного заглатывания частиц пластика у них выше, нежели у активного пловца *Polynemus melanochir*. Несколько отдельно в ряду исследованных видов стоит *Albulichthys albuloides*. Вид всеяден, питается детритом, зообентосом, наземными растениями, отдает предпочтение растительной пище (Rainboth, 1996; Lim et al., 1999). Возможно, именно это является причиной низкого содержания частиц МП у данного вида.

Puntioplytes proctozystron, питающийся насекомыми и зоопланктоном, реже водорослями (Rainboth, 1996), — единственный вид, ранее исследованный на предмет содержания частиц МП в ЖКТ (Kasamesiri, Thaimuangphol, 2020). В работе проанализированы особи *Puntioplytes proctozystron* из р. Чи (Тайланд). Отмечено наличие частиц МП синего, красного и белого цветов у 86% особей.

Следует также учесть, что в нашем исследовании использована молодь у части видов, и, возможно, у более крупных представителей этих рыб содержание частиц МП будет иным. В работе (Ferreira et al., 2018) проанализированы особенности содержания МП в ЖКТ судачьего горбыля *Cynoscion acoupa* в зависимости от пространственно-временного и онтогенетического использования тропического эстуария. Изменения в соотношении типов и цветов МП авторы связывают со сменой типов питания в зависимости от локализации в эстуарии и возраста рыб (переход с питания ракообразными на питание рыбами). В работе (Critchell, Hoogenboom, 2018) экспериментально было показано, что молодь планктоноядного колючего хромиса *Acanthochromis polyacanthus* способна распознавать и избегать поглощения частиц МП, размер которых соответствует частицам корма. Уменьшение размера частиц вчетверо, приводит к увеличению их содержания в ЖКТ рыб, что негативно сказывается на росте и общем состоянии животных.

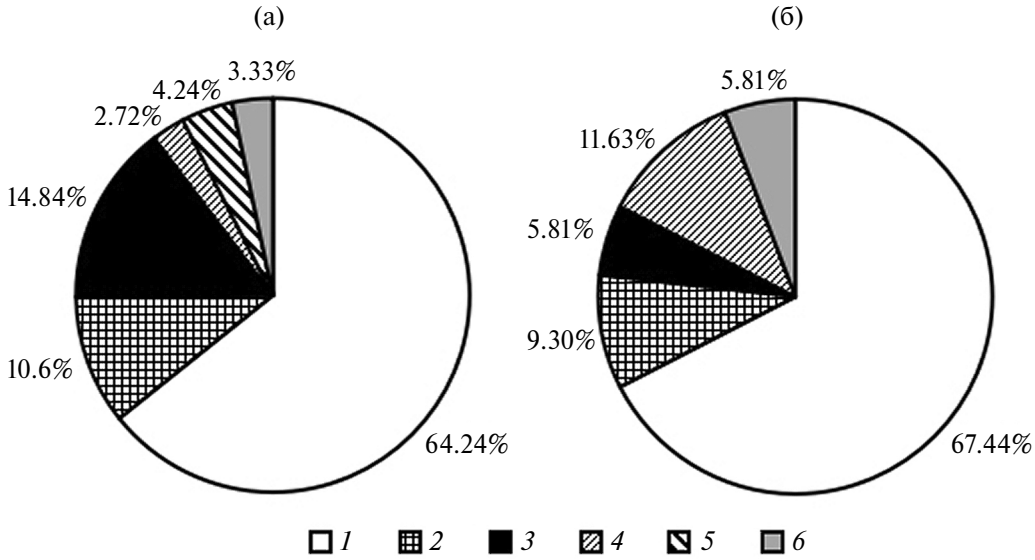

Рис. 4. Процентное соотношение цветов частиц МП в тканях рыб (а) и ракообразных (б). *1* – сине-фиолетовый цвет, *2* – красный, *3* – черный, *4* – зеленый, *5* – желтый, *6* – другой.

В нашем исследовании наиболее часто встречаемым типом МП были волокна. Аналогичные результаты были получены и для других морских (Bellas et al., 2016), эстуарных (Pazos et al., 2017) и пресноводных рыб (Sarijan et al., 2019). По-видимому, это связано с тем, что волокна, как правило, обладают меньшей массой по сравнению с другими типами МП (как, например, фрагменты или пленки) и, следовательно, могут дольше плавать в толще воды и оставаться доступным для животных (Campbell et al., 2017).

Наиболее часто встречается МП синего цвета, что подтверждается и другими работами (Jabeen et al., 2017; Sarijan et al., 2019). Однако, возможны исключения. Так, у мелких планктоноядных рыб, таких, как, например, японский анчоус *Engraulis japonicus,* доминирующим типом пластика были шарики, цвет пластика — белый или прозрачный (Tanaka, Takada, 2016).

В отличие от рыб, биология многих видов креветок дельты р. Меконг почти не изучена. Исключение — важный промысловый вид *Macrobrachium rosenbergii*, встречающийся здесь в “диком” состоянии и в многочисленных аквакультурных хозяйствах. Данные о питании *M. dolichodactylus* и *A. mirabile* не найдены, но, исходя из небольшого размера особей, можно предположить, что основу их рациона составляют детрит и мелкие представители зообентоса. Достаточно многочисленный и более описанный в литературе *M. equidens* также питается детритом и зообентосом (Murthy, Rajagopal, 1990). Ближе к океанической части дельты в уловах появляются *Mierspenaeopsis sculptilis* и Diogenidae sp. В основе их питания — детрит мангровых зарослей, ракообразные и моллюски (Masitah, Chong, 2002). Несмотря на это, содержание части МП в тканях *M. sculptilis* невелико, у Diogenidae sp. число частиц МП существенно выше. Обитающий здесь же рак-богомол *Cloridopsis scorpio,* по-видимому, ведет хищный образ жизни, питаясь мелкими ракообразными и моллюсками.

Исследования присутствия МП у беспозвоночных немногочисленны, в основном, они затрагивают двустворчатых моллюсков, в частности синих мидий *Mytilus edulis* (Bråte et al., 2017). Микропластик был выявлен у снежных крабов *Chionoecetes opilio* из Баренцева моря, китайского мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis* из Балтийского моря (Bråte et al., 2017), трехпятнистого краба-плавунца *Portunus sanguinolentus* из Аравийского моря (Akhter, Panhwar, 2022). Отмеченное нами число частиц МП в тканях ракообразных относительно невелико. Это может быть связано с небольшими размерами исследованных видов, и, следовательно, с небольшим размером ротового аппарата, и их обитанием в “дикой” природе. Также авторы работы (Reunura, Prommi, 2022) отмечают, что различия в содержании частиц МП у гигантской пресноводной креветки *Macrobrachium rosenbergii* и белоногой креветки *Litopenaeus vannamei* обусловлены размерами особей. Это согласуется и с нашими данными — минимальное число частиц МП зарегистрировано у самого маленького из проанализированных представителя ракообразных *M. dolichodactylus.* Также авторы работы (Reunura, Prommi, 2022) отмечают, что у креветок, содержащихся в аквакультурных хозяйствах, количество частиц МП существенно выше. В ЖКТ *M. rosenbergii* выявлено 33.31 ± 19.42 частиц/особь, у *L. vannamei* — 11.00 ± 4.60, что, по мнению этих авторов, связано с поступлением частиц МП с кормом, водой и со снастей для ловли креветок. Относительно небольшое число частиц МП на особь отмечено у обыкновенной креветки *Crangon crangon* — 1.23 ± 0.99 частиц/особь (Devriese et al., 2015) и у австралийской стеклянной креветки *Paratya australiensis* — 0.52 ± 0.55 частиц/особь (Nan et al., 2020).

В ЖКТ южного королевского краба *Lithodes santolla* из субарктических вод Чили, как и в нашем исследовании, доминирующим типом пластика были синие волокна (Andrade, Ovando, 2017), у трехпятнистого краба-плавунца *Portunus sanguinolentus* выявлены преимущественно прозрачные пленки (Akhter, Panhwar, 2022). В ЖКТ коричневой креветки *Metapenaeus monocerous* и черной тигровой креветки *Penaeus monodon* из Бенгальского залива доминировали волокна, цвет пластика — черный (Hossain et al., 2020). Образование комка волокон отмечено только у Diogenidae sp. Ранее формирование комка у южного королевского краба *L. santolla* упоминалось в работе (Andrade, Ovando, 2017).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам проведенного исследования МП обнаружен у 17 из 18 анализируемых видов гидробионтов. Выявлено 324 частицы МП, представленного преимущественно (>84%) мелким микропластиком (<2 мм). Доминирующим типом частиц для большинства видов рыб и ракообразных были волокна сине-фиолетового цвета, за исключением *Cynoglossus microlepis* и *Macrobrachium dolichodactylus.* По-видимому, количество частиц МП в ЖКТ гидробионтов определяется типом питания, а для ракообразных — также размерами особей. Полученные результаты свидетельствуют, что проблема пластикового загрязнения остро стоит в рассматриваемом регионе. Требуется разработка методов оценки состояния популяций гидробионтов, используемых человеком, и природоохранных мер для сохранения биоразнообразия.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследования выполнены в рамках темы Эколан Э-3.4 “Экосистема реки Меконг в условиях глобальных климатических изменений и антропогенного воздействия” и частично в рамках темы № 124022400148-4 "Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения".

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Лобус Н.В., Комов В.Т. 2016. Ртуть в мышечной ткани рыб центрального и южного Вьетнама // Биология внутр. вод. № 3. С. 103. https://doi.org/10.7868/S0320965216030153

Томилина И.И., Гребенюк Л.П., Лобус Н.В., Комов В.Т. 2016. Биологические эффекты действия загрязненных донных отложений водоемов центрального и южного Вьетнама на гидробионтов // Биология внутр. вод. № 4. С. 78. https://doi.org/10.7868/S0320965216030190

Akhter N., Panhwar S.K. 2022. Baseline study of microplastics in the gastrointestinal tract of commercial species inhabiting in the coastal waters of Karachi, Sindh, Pakistan // Front. Mar. Sci. № 9. P. 1. https://doi.org/.org/10.3389/fmars.2022.855386

Andrade C., Ovando F. 2017. First record of microplastics in stomach content of the southern king crab *Lithodes santolla* (Anomura: Lithodidae), Nassau Bay, Cape Horn, Chile // Anales del Instituto de la Patagonia. V. 45(3). P. 59.

Bellas J., Martinez-Armental J., Martinez-Camara A. et al. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts // Mar. Pollut. Bull. № 109(1). P. 55.

Bråte I.L.N., Huwer B., Thomas K.V. et al. 2017. Micro- and macro-plastics in marine species from Nordic waters // Nordic Council of Ministers. TemaNord. P. 549. http://dx.doi.org/10.6027/TN2017-549

Campbell S.H., Williamson P.R., Hall B.D. 2017. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek // Facets. № 2(1). P. 395.

Critchell K., Hoogenboom M.O. 2018. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*) // PLoS ONE. V. 13(3). P. e0193308. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193308

Devriese L.I., Van Der Meulen M.D., Maes T. et al. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon,* Linnaeus 1758) from coastal waters of the southern North Sea and channel area // Mar. Pollut. Bull. V. 98. P. 179. https://doi.org/.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051

Elizalde-Velázquez G. A., Gómez-Oliván L. M. 2021. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health // Sci. Total Environ. V. 780. P. 146551. https://doi.org/.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551

Ferreira G.V.B., Barletta M., Lima A.R.A. et al. 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect // Environ. Pollut. V. 236. P. 706. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095

Granek E.F., Brander S.M., Holland E.B. 2020. Microplastics in aquatic organisms: Improving understanding and identifying research directions for the next decade // Limnol., Oceanogr. Lett. V. 5. P. 1. https://doi.org/.org/10.1002/lol2.10145

Hossain M.S., Rahman M.S., Uddin M.N. et al. 2020. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal // Chemosphere. V. 238. P. 124688. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124688

Jabeen K., Su L., Li J. et al. 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China // Environ. Pollut. V. 221. P. 141.

Kasamesiri P., Thaimuangphol W. 2020. Microplastics ingestion by freshwater fish in the Chi River, Thailand // Int. J. GEOMATE. V. 18. Is. 67. P. 114.

Li J., Yang D., Li L. et al. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China // Environ. Pollut. V. 207. P. 190. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018 PMID: 26386204

Lim P., Lek S., Touch S.T. et al. 1999. Diversity and spatial distribution of freshwater fish in Great Lake and Tonle Sap River (Cambodia, Southeast Asia) // Aquat. Living Resour. V. 12(6). P. 379.

Loan N.B., Hiếu T.T., Vinh H.H. 2014. Nutritional characteristics of gold fish (*Polynemus paradiseus*) distribution on Hau River, Vietnam // Số chuyên đề: Thủy sản. V. 2. P. 263.

Lusher A.L., Hollman P.C.H., Mendoza-Hill J.J. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety // FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, Italy. № 615. P. 126.

Masitah I., Chong V.C. 2002. Population and Feeding Ecology of *Parapenaeopsis scuiptilis* (Heller, 1862) in Klang Strait, Peninsular Malaysia // Malaysian J. Sci. V. 21. № 1, 2.

Mendrik F., Parsons D., Hackney C. et al. 2019. The ecological fate of microplastics in delta and marine environments in South-East Asia, 21st EGU General Assembly, EGU2019, Proceedings from the conference held 7–12 April, 2019 in Vienna, Austria, id. 3267.

Menon A.G.K. 1977. A systematic monograph of the tongue soles of the genus *Cynoglossus* Hamilton-Buchanan (Pisces: Cynoglossidae) // Smithson. Contrib. Zool. V. 238. P. 1.

Mitparian T., Senarat S., Boonyoung P., Jiraungkoorskul W., Kaneko G., Kettratad J. 2021. Comprehensive morpho-histological observation of digestive system and gut content of wild-grunting toadfish, *Allenbatrachus*

grunniens (Linnaeus, 1758) // Maejo Int. J. Sci. Technol. V. 15(03). P. 222.

Murthy D.K., Rajagopal K.V. 1990. Food and feeding habits of the freshwater prawn *Macrobrachium equidens* Dana // Indian J. Animal Sci. V. 60(1). P. 118.

Nan B., Kellar C., Craig N.J. et al. 2020. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia // Environ. Pollut. V. 259. P. 113865. https://doi.org/.org/10.1016/j.envpol.2019.113865

Pazos R.S., Maiztegui T., Colautti D.C. et al. 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Rio de la Plata estuary // Mar. Pollut. Bull. V. 122(1–2). P. 85.

Perez-Albaladejo E., Sole M., Porte C. 2020. Plastics and plastic additives as inducers of oxidative stress // Curr. Opin. Toxicol. V. 20–21. P. 69. https://doi.org/10.1016/j.cotox.2020.07.002

Plastics — The Facts 2022 // Plastics Europe. Grain. Brussels, 2022. https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/ (дата обращения: 21.12.2022).

Quang Đ.M., Duy N.T., Sóc D. 2017. Food and feeding habits of the broadhead sleeper *Eleotris melanosoma* from coastline in Soc Trang // Proceedings of the 7th national scientific conference on ecology and biological resources Hanoi. 20/10/2017. P. 1873.

Rainboth W.J. 1996. Fishes of the Cambodian Mekong. FAO species identification field guide for fishery purposes. FAO, Rome. P. 265.

Reunura T., Prommi T.O. 2022. Detection of microplastics in *Litopenaeus vannamei* (Penaeidae) and *Macrobrachium rosenbergii* (Palaemonidae) in cultured pond // PeerJ. 10(1):e12916. https://doi.org/.org/10.7717/peerj.12916

Sarijan S., Azman S., Said M.I.M., Lee M.H. 2019. Ingestion of Microplastics by Commercial Fish in Skudai River, Malaysia // Environ. Asia. V. 12(3). P. 75. https://doi.org/.org/10.14456/ea.2019.47

Schmidt C., Krauth T., Wagner S. 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea // Environ. Sci. Technol. V. 51 (21). P. 12246. https://doi.org/.org/10.1021/acs.est.7b02368

Tanaka K., Takada H. 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters // Sci. ReP. V. 6. P. 34351. https://doi.org/.org/10.1038/srep34351

Vendel A.L., Bessa F., Alves V.E.N. et al. 2017. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures // Mar. Pollut. Bull. V. 117. P. 448. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081

Vivekanand A.C., Mohapatra S., Tyagi V.K. 2021. Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives // Chemosphere. V. 282. P. 131151. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131151

Xu S., Ma J., Ji R. et al. 2020. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects // Sci. Total Environ. V. 703. P. 134699.

Peculiarities of Microplastic Accumulation in Fish and Crustaceans of the Mekong Delta (Vietnam)

I. I. Chesnokova[1, 2, *], S. V. Statkevich[1, 2], E. P. Karpova[1, 2], Nguyen Dinh Cu[2]

[1]*Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of Russian Academy Sciences, Sevastopol, Russia*

[2] *Joint Russian–Vietnamese Tropical Research and Technological Center of the A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution, Ho Chi Minh City, Vietnam*

[*]*e-mail: mirenri@bk.ru*

Plastic pollution of Asian rivers is one of the global problems of the region. Work was carried out to identify microplastic particles in the tissues of some species of hydrobionts from the Mekong Delta, one of the largest rivers in Southeast Asia. The method of tissue decomposition with 30% hydrogen peroxide was used. The presence of microplastic particles was revealed in 11 out of 12 fish species and in 6 crustaceans species. The dominant type of plastic in both fish and crustaceans was blue-violet fibers.

Keywords: fish, crustaceans, Delta, Mekong, microplastics

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 317–325

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК 574.2

СОДЕРЖАНИЕ МИКРОПЛАСТИКА В ЖЕЛУДОЧНО-КИШЕЧНОМ ТРАКТЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ оз. КУБЕНСКОЕ (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛ.)

© 2024 г. Н. Ю. Тропин[a, b, *], С. Н. Рахматуллина[a], Е. Д. Воробьев[a], Д. С. Воробьев[a], Ю. А. Франк[a]

[a] *Национальный исследовательский Томский государственный университет, Томск, Россия*

[b] *Вологодский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Вологда, Россия*

[*] *e-mail: nikolay-tropin1@yandex.ru*

Поступила в редакцию 31.10.2022 г.
После доработки 06.04.2023 г.
Принята к публикации 18.04.2023 г.

Исследовано содержание микропластика в желудочно-кишечном тракте окуня, плотвы и леща оз. Кубенское Вологодской обл. Частицы микропластика обнаружены у 60% экз. леща и 43 экз. окуня. В желудочно-кишечном тракте плотвы микропластик не зарегистрирован. Среднее количество микропластиковых частиц в леще достигало 1.6 ± 0.4 единиц на особь, у окуня — 4.2 ± 1.4 единиц микропластика на особь. Частицы микропластика в желудочно-кишечном тракте рыб представлены преимущественно волокнами с незначительной долей фрагментов и пленок. Статистически значимых различий (p >0.05) в содержании микропластика в желудочно-кишечном тракте бентофагов (лещ) и эврифагов (окунь) не выявлено. Полученные данные — первое свидетельство наличия микропластика в рыбах водных объектов Вологодской обл.

Ключевые слова: микропластик, оз. Кубенское, рыбы, питание, желудочно-кишечный тракт, Вологодская обл.

DOI: 10.31857/S0320965224020103 **EDN:** xtbgjc

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время проблема загрязнения водных объектов МП и выявление его негативного воздействия на гидробионтов относится к актуальным направлениям современных экологических исследований (Anderson et al., 2016; Bellasi et al., 2020). Повышенная устойчивость микропластиковых частиц к внешним факторам приводит к низкой скорости их биологической деградации и длительному периоду полураспада. Это способствует поступлению и активной аккумуляции МП в водоемах на разных трофических уровнях (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Frias, Nash, 2019). В результате исследований морских экосистем в отдельных регионах Мирового океана частицы МП обнаружены в желудочно-кишечном тракте ряда таксонов почти на каждом трофическом уровне (Bellasi et al., 2020). В наибольшей степени микропластиковые частицы аккумулируются в рыбах, которые находятся на вершинах пищевых цепей. Кроме того, изучение содержания и механизмов аккумуляции МП напрямую связано с оценкой качества рыбной продукции и поэтому активно обсуждается исследователями (Wang et al., 2000; McNeish et al., 2018; Гущин, Веремейчик, 2019; Capone et al., 2020; Frank et al., 2020). В то же время, проведенный анализ литературных данных позволил установить значительную вариабельность концентрации миропластиковых частиц в желудочно-кишечном тракте пресноводных видов рыб (Тропин, 2022). Концентрация МП в рыбах оз. Тайху (Китай) была в среднем 1.8 ± 1.7 ед. на особь (Jabeen et al., 2017), в рыбах из эстуария р. Баия-Бланка (Аргентина) – 12.1 ± 6.2 ед. на особь (Arias et al., 2019). Наиболее интенсивное накопление микропластика в рыбе происходит в водоемах, водосбор которых занимает весьма обширные площади с крупными населенными пунктами и промышленными предприятиями (Wang et al., 2000; Capone et al., 2020; Frank et al., 2020). При исследовании содержания микропластиковых частиц в желудочно-кишечном тракте обыкновенного ельца *Leuciscus leuciscus* L. из р. Томь в Западной Сибири в районе г. Томск зафиксировано в среднем 41.6 ед./особь (Frank et al., 2020). Среднее содержание МП того же раз-

Сокращения: ед. – единицы; ЖКТ – желудочно-кишечный тракт; МП – микропластик.

мерного диапазона в *L. leuciscus* из удаленного притока р. Енисей, р. Нижняя Тунгуска было 1.5 ± 1.9 ед./особь (Frank et al., 2023).

В последние годы большое внимание уделяют изучению накопления МП в рыбах морских и пресноводных экосистем с выявлением интенсивности поглощения микропластиковых частиц в зависимости от характера питания рыб (Wang et al., 2000; McNeish et al., 2018). Установлено, что виды–эврифаги поглощают большее количество микропластика по сравнению с видами–фитофагами и хищниками. При изучении накопления МП в рыбах оз. Мичиган (США) и его основных притоков получена значительная степень корреляции между концентрацией микропластиковых частиц в желудочно-кишечном тракте и трофической группой рыб (McNeish et al., 2018). Наиболее высоким содержанием МП характеризовался представитель семейства бычковых — бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* P., который относится к типичным зообентофагам. Для данного вида была выявлена положительная линейная зависимость между размером тела и количеством частиц МП. При сравнительном анализе всех исследованных видов показано, что у озерных рыб содержание микропластика достоверно выше у зообентофагов по сравнению с детритофагами и эврифагами, а у эврифагов — с детритофагами. В рыбах из рек-притоков оз. Мичиган содержание микропластика было увеличено у видов–эврифагов (McNeish et al., 2018).

Несмотря на значительное количество работ, посвященных анализу содержания микропластика в пресноводных видах рыб (Eriksen et al., 2013; Wong et al., 2020; Castro-Castellon et al., 2021; Тропин, 2022), общие закономерности накопления микропластиковых частиц остаются во многом неизученными. Во внутренних водоемах Российской Федерации содержание МП в желудочно-кишечном тракте рыб с разным типом питания исследовано недостаточно.

Цель работы — дать количественную оценку содержания отдельных форм МП в желудочно-кишечном тракте различных по типу питания рыб в оз. Кубенское Вологодской обл. в зависимости от пола и размерно-возрастных параметров.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Район работ. Ихтиологический материал собирали в сентябре 2021 г. в открытой части оз. Кубенское. Водоем располагается в центральной части Вологодской обл. и относится к бассейну р. Северная Двина. Площадь водоема 417 км^2 со средней глубиной 2.9 м. Длина озера 54 км, наибольшая ширина 10 км (Веселова, 1977). Характерные особенности оз. Кубенское — неустойчивый уровенный режим и значительная площадь водосбора (14 620 км^2) с развитой гидрографической сетью и высокой степенью заболоченности. Эти факторы во многом определяют условия обитания рыб, способствуя интенсивному накоплению в них токсикантов, в том числе и ртути (Комов и др., 1997; Тропин и др., 2019).

Рыбное население Кубенского озера представлено 15 видами рыб из пяти отрядов. Наибольшее количество видов относится к отряду карпообразных (лещ *Abramis brama* L., густера *Blicca bjoerkna* L., язь *Leuciscus idus* L., плотва *Rutilus rutilus* L., уклейка *Alburnus alburnus* L., елец *Leuciscus leuciscus* L., золотой карась *Carassius carassius* L.). Окунеобразные представлены тремя видами (судак *Stizostedion lucioperca* L., окунь *Perca fluviatilis* L., ерш *Gymnocephalus cernuus* L.), лососеобразные — двумя (нельма *Stenodus leucichthys nelma* P., сиг обыкновенный *Coregonus lavaretus* L.), остальные отряды — одним видом: щукообразные (щука *Esox lucius* L.), трескообразные (налим *Lota lota* L.) и скорпенообразные (подкаменщик обыкновенный *Cottus gobio* L.) (Болотова, Воробьев, 2007). К числу наиболее многочисленных и значимых в структуре любительских и промысловых уловов относятся плотва, окунь и лещ, различных по типу питания. Это определило выбор видов в качестве объектов исследования для выявления зависимости содержания МП в их желудочно-кишечном тракте от трофической специализации.

Отбор проб. Вылов рыбы осуществляли ставными жаберными сетями с размером ячеи (30–65 мм) с общей экспозицией ~1 сут. Всего для исследования было отобрано 20 экз. речного окуня, 20 экз. плотвы и 20 экз. леща. Все отловленные экземпляры рыб подвергали полному биологическому анализу по общепринятым ихтиологическим методикам (Правдин, 1966), который проводили в Вологодском филиале Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. В качестве регистрирующих структур для определения возраста использовали чешую и спилы первых лучей брюшного (окунь) и спинного (плотва, лещ) плавников (Чугунова, 1959; Правдин, 1966; Дгебуадзе, Чернова, 2009). Регистрирующие структуры просматривали с помощью стереомикроскопа MC-2-ZOOM вар. 1CR при увеличении в 16 и 24 раза.

Выявление и идентификация микропластиковых частиц. Выявление микропластиковых частиц осуществляли на базе Центра исследования микропластика в окружающей среде Института биологии, экологии, почвоведения, сельского и лесного хозяйства (Биологический институт) Национального исследовательского Томского государственного университета. Для исследования содержания МП у каждого экземпляра рыб изымали ЖКТ, включая пищевод, желудок и кишечник, и помещали в этикетированную пробирку с фиксацией 70%-ным раствором этилового

спирта. В лабораторных условиях проводили детекцию и выявление содержания микропластиковых частиц в каждом отдельном образце ЖКТ. Для извлечения МП из ЖКТ рыб использовали щелочной гидролиз с последующим разделением частиц по плотности (Jahan et al., 2019). Гидролиз проводили в 200 мл раствора KOH (10%) с последующим перемешиванием пробы на шейкере в термостате при температуре 55°C в течение 48 ч. После растворения тканей путем разделения раствора по плотности насыщенным раствором NaCl (~1.19 г/см^3) извлекали частицы микропластика. Для устранения всплытия жира в результате омыления верхнюю фазу из делительной воронки дополнительно обрабатывали 96%-ным этиловым спиртом (10% объема пробы) (Dawson et al., 2020).

На следующем этапе проводили вакуумную фильтрацию верхней фазы через мембранные фильтры из стекловолокна с диаметром пор 0.45 мкм (MF-Millipore). Для анализа фильтров использовали световой стереомикроскоп МИКРОМЕД МС2, оснащенный цифровой камерой с программным обеспечением ToupView 3.7.6273. Содержание микропластика оценивали по количеству частиц, обнаруженных в каждом ЖКТ рыб. Каждая из них идентифицирована в соответствии с ранее установленными правилами (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Принимали во внимание следующие критерии: однородность окраски, особенности изгиба волокон и их устойчивость к механическому разрыву. Для подтверждения полимерной природы частиц использовали тест с использованием раскаленной иглы из нержавеющей стали (метод “hot needle test” (Hidalgo-Ruz et al., 2012)).

Для анализа частиц использовали классификации по форме и по размеру. Извлеченные частицы МП распределяли по форме на четыре группы: микрофрагменты, микропленки, микросферы и микроволокна (Frias, Nash, 2019). Кроме того, использовали разделение МП по размерам (длина по наибольшей оси): 0.15–0.30 мм, 0.31–1.00 мм, 1.01–2.00 мм, 2.01–3.00 мм, 3.01–4.00 мм, 4.01–5.00 мм. Размеры частиц измеряли с помощью приложения ToupView 3.7.6273. Процентный состав по количеству форм и размеров микропластика определяли с использованием следующего уравнения:

$$\text{Состав (\%)} = (C_{\text{мр}}/n) \times 100,$$

где $C_{\text{мр}}$ — количество частиц МП данной формы или размера, n — общее количество частиц в анализируемом образце.

Для контроля загрязнения реактивов и атмосферного загрязнения в процессе пробоподготовки, исследовали растворы, приготовленные с дистиллированной водой из расчета 1 контроль на пять ЖКТ рыб. Вместо исследуемого образца (ЖКТ рыб) в контроли добавляли дистиллированную и профильтрованную (0.45 мкм) воду. Все остальные манипуляции — щелочной гидролиз, разделение по плотности и прочее проводили аналогично экспериментальным образцам с теми же реактивами. Статистическую обработку и анализ полученных данных осуществляли с использованием программ Microsoft Excel v.16 и Past 4.0 (Hammer et al., 2001; Нохрин, 2018). Для оценки достоверности различий содержания микропластика в ЖКТ разных видов рыб применяли t-критерий Стьюдента (Student, 1908). Статистически достоверными считали различия при $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Получены размерно-массовые характеристики речного окуня (возраст 7–10 лет), леща (7–13 лет) и плотвы (8–14 лет), подробно представленные по возрастным группам в табл. 1. Частицы МП были обнаружены в ЖКТ 12 или у 60% особей леща, среднее количество МП было 1.6 ± 0.4 ед./особь (табл. 2). Количество окуней, у которых зарегистрированы микропластиковые частицы, было ниже — 9 особей или 43%. Среднее количество частиц микропластика для окуней достигало 4.2 ± 1.4 ед./особь. В пересчете на 1 кг массы тела среднее содержание МП в ЖКТ леща и окуня исследованных выборок было 3.4 ± 0.9 и 30.6 ± ± 12.1 ед./кг (табл. 2) соответственно. В ЖКТ исследованных экземпляров плотвы микропластиковые частицы не обнаружены.

Содержание МП в ЖКТ леща и окуня, а также количество частиц МП на 1 кг массы рыб достоверно не различались ($p > 0.05$). Статистически значимой корреляции между содержанием частиц МП, длиной и массой тела окуня и леща оз. Кубенское, а также возрастом рыб не обнаружено. Кроме того, не выявлено достоверных различий между самками и самцами изученных рыб.

МП, извлеченный из ЖКТ рыб, представлен преимущественно волокнами: в 91% случае для окуня и в 100% всех найденных частиц для леща (рис. 1). Фрагменты и пленки встречены только в ЖКТ окуней, их доли достигали 4 и 5% всех обнаруженных микропластиковых частиц соответственно (рис. 1, рис. 2). Микросферы в ходе исследования не были обнаружены.

Размерный состав частиц в ЖКТ леща и окуня исследованных выборок представлен на рис. 1. Для леща большая часть выявленного МП приходилась на частицы размером 1.01–2.00 мм (41%) и 2.01–3.00 мм (30%). Доля более мелких частиц (0.15–1.0 мм) была ~17%. Лещи содержали волокна размером 4.01–5.00 мм, доля которых была 12% суммы всех частиц. В ЖКТ окуня соотношение микропластиковых частиц размером

1.01–2.00 мм и 2.01–3.00 мм достигало 39 и 24% соответственно. Доля более мелких частиц (0.15–1.0 мм) в ЖКТ окуня была выше (21%), чем у леща. Кроме того, в ЖКТ окуней встречен МП с размерами 3.01–4.00 мм (9%) и 4.01–5.00 мм (7%) (рис. 1).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные предварительные результаты по содержанию микропластиковых частиц в желудочно-кишечном тракте рыб оз. Кубенское свидетельствуют о наличии МП в водоемах Вологодской обл. Количественные параметры его содержания у пресноводных рыб (лещ — 1.6 ± 0.4 ед./особь, окунь — 4.2 ± 1.4 ед./особь) сопоставимы со значениями, выявленными при исследовании морских рыб: султанки обыкновенной *Mullus barbatus* L. (1.5 ± 0.5 ед./особь) (Bellas et al., 2016), анчоуса европейского *Engraulis encrasicolus* L. (<1.0 ед./особь) (Capone et al., 2020), а также лаврака обыкновенного *Dicentrarchus labrax* L., ставриды обыкновенной *Trachurus trachurus* L. и скумбрии африканской *Scomber colias* G. (1.3 ± 2.5 ед./особь) (Barboza et al., 2020). Однако относительно пресноводных видов рыб из водоемов других регионов мира, содержание частиц МП в леще и окуне оз. Кубенское сравнительно меньше (табл. 3).

Высокий уровень содержания МП в ЖКТ пресноводных рыб в сравнении с морскими обусловлен локальностью рек и озер, и их расположением вблизи от крупных населенных пунктов и промышленных центров. Усиление кумуляции МП в компонентах биоты может наблюдаться в лотических системах, которые характеризуются большой протяженностью и повышенной скоростью течения. Соответственно, речные рыбы более восприимчивы к проглатыванию МП, поступающего в водотоки в виде пластиковых отходов. Так, по данным (Wong et al., 2020), МП чаще встречался в донных отложениях и биотических

Таблица 1. Размерно-массовая характеристика разновозрастных рыб оз. Кубенское

Возраст, лет	Окунь (*n* =20)		Лещ (*n* = 20)		Плотва (*n* = 20)	
	длина, см	масса, г	длина, см	масса, г	длина, см	масса, г
6+	18–21 20.2 ± 0.36	96–171 140.8 ± 8.1	25	286–308 297.0 ± 11.0	–	–
7+	22	162–189 171.3 ± 6.0	24–28 26.0 ± 2.8	246–412 329.0 ± 83.0	18–19 18.5 ± 0.5	104–106 105.0 ± 1.0
8+	22–25 23.2 ± 0.4	170–286 205.0 ± 17.4	26–35 28.1 ± 1.0	326–812 437.5 ± 57.7	19–20 19.33 ± 0.3	110–134 122.7 ± 6.9
9+	27	300	34	706	21–22 21.2 ± 0.3	170–250 200.7 ± 24.9
10+	–	–	35–38 36.7 ± 0.8	872–1058 937.3 ± 60.4	23	224
11+	–	–	33–41 37.0 ± 4.0	732–1280 1006.0 ± 274.0	23–26 24.3 ± 0.8	222–340 284.7 ± 34.2
12+	–	–	38–41 39.5 ± 1.5	1094–1362 1228.0 ± 134.0	24–28 26.2 ± 0.6	284–424 375.2 ± 26.9
13+	–	–	–	–	28	442
в среднем	21.8 ± 0.4	174 ± 10.9	31.2 ± 1.2	637 ± 79.3	23.0 ± 0.7	253 ± 26.7

Примечание. Над чертой — минимальное и максимальное значения, под чертой — средние значения и их ошибки ($M \pm m$), "–" – данные отсутствуют, *n* — число исследованных особей.

Таблица 2. Содержание частиц МП в рыбах оз. Кубенское

Показатель	Количество частиц МП/1 экз. рыб		Количество частиц МП/1 кг массы рыб	
	Лещ	Окунь	Лещ	Окунь
Содержание частиц микропластика	0.0–5.5 1.6 ± 0.4	0.0–23.3 4.2 ± 1.4	0.0–12.4 3.4 ± 0.1	0.0–182.9 30.6 ± 12.1
σ	1.8	6.6	4.0	55.3
C_v	1.0	1.5	0.8	0.5

Примечание. σ — стандартное отклонение, C_v — коэффициент вариации.

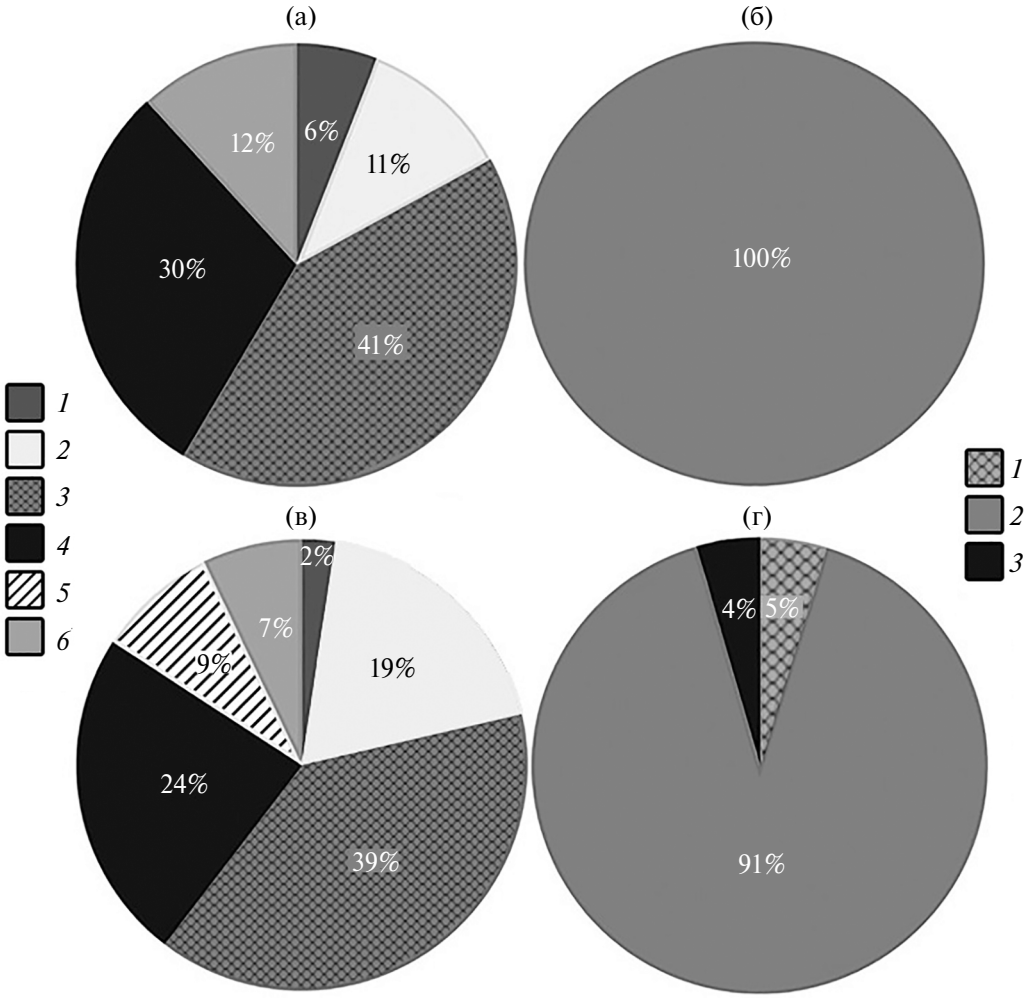

Рис. 1. Распределение частиц микропластика по размеру: *1* – 0.15–0.30; *2* – 0.31–1.00; *3* – 1.01–2.00; *4* –2.01–3.00; *5* – 3.01–4.00; *6* – 4.01–5.00 (а, в) и форме: *1*– пленки; *2* – волокна; *3* – фрагменты (б, г) в ЖКТ исследованных особей *Abramis brama* (а, б) и *Perca fluviatilis* (в, г).

компонентах районов с высокой плотностью населения или близких к городским центрам. Исследование МП в нейстоне Великих Лаврентийских озер объяснило большую пространственную изменчивость загрязнения высокой плотностью населения (Eriksen et al., 2013).

Кубенское озеро расположено в центральной части Вологодской обл. и удалено от областного центра (г. Вологда) на расстояние 20 км. По берегам водоема, а также на берегах многочисленных водотоков, впадающих в озеро, располагается большое количество сельских населенных пунктов, которые служат потенциальными источниками поступления пластикового мусора через хозяйственно-бытовые и коммунальные стоки. Высокая рыбохозяйственная ценность оз. Кубенское определяет интенсивной лов рыбы ставными сетями, эксплуатация которых (разрыв и истирание) приводит к накоплению микропластиковых частиц в водоеме. В то же время, удаленность оз. Кубенское от крупных городов и отсутствие таковых непосредственно в прибрежной зоне способствует снижению уровня пластикового загрязнения водоема, что приводит к незначительному накоплению МП в рыбах.

Микропластиковые частицы были обнаружены в ЖКТ у >50% исследованных нами экземпляров леща и у каждого четвертого экземпляра окуня (25%). Статистически значимых различий по количеству частиц микропластика в ЖКТ леща и окуня обнаружить не удалось (p >0.05). Уровень микропластиковых частиц в ЖКТ леща характерен для пресноводных рыб.

В оз. Кубенское окунь выступает типичным эврифагом, закономерно сменяя компонентный состав питания по мере роста: от зоопланктона к зообентосу и потреблению рыб (Тропин, 2008, 2020). Его пищевая пластичность связана

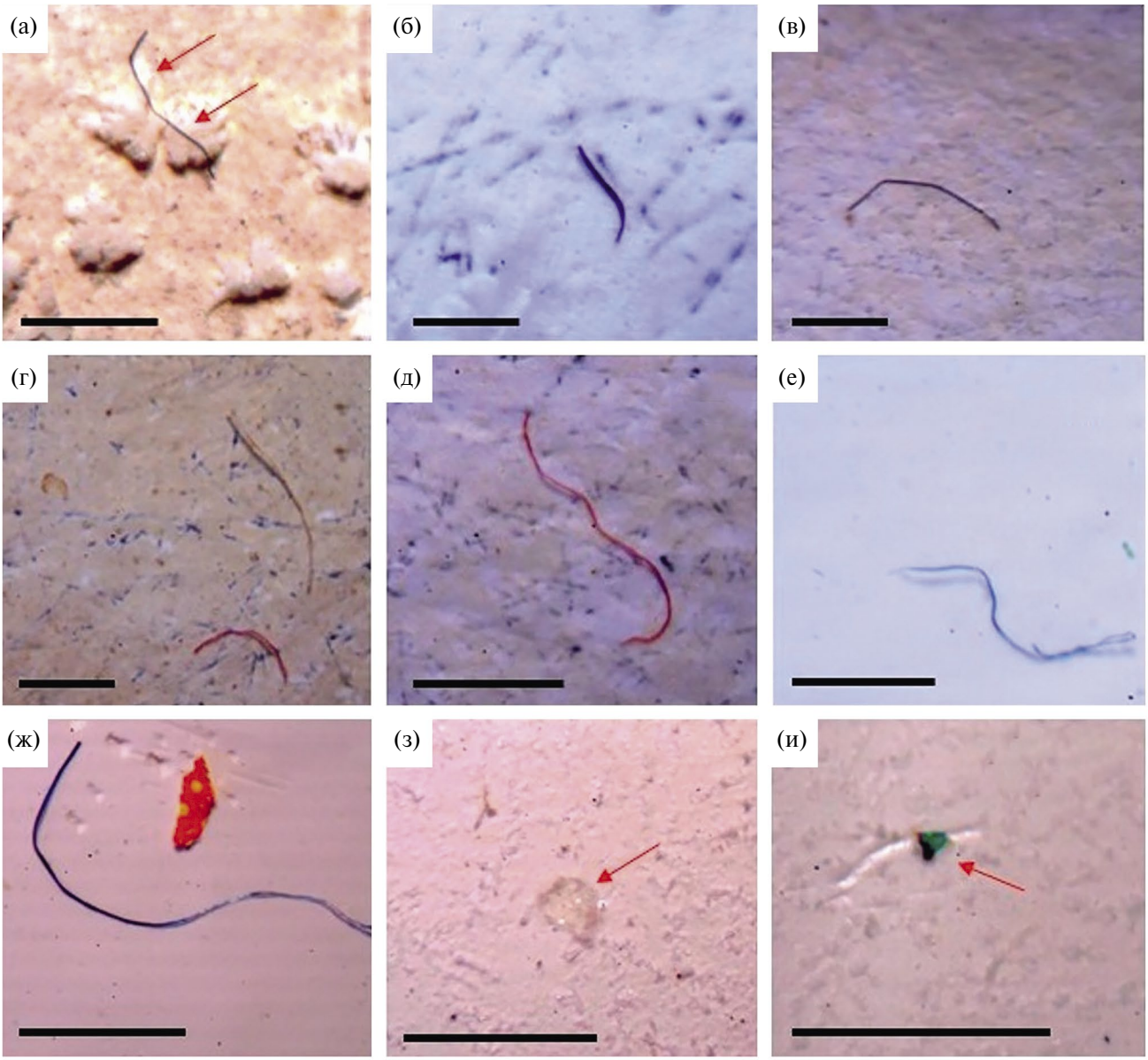

Рис. 2. Частицы микропластика, найденные в ЖКТ *Abramis brama* (а–в, е) и *Perca fluviatilis* (г, д, ж–и). Масштабная линейка равна 1 мм.

с быстрым переходом на потребление бентосных и планктонных организмов в условиях невозможности активного хищничества. Таким образом, содержание микропластиковых частиц в ЖКТ окуня (4.2 ± 1.4 ед./особь) относительно леща отражает его эврифагию.

Лещ, типичный бентофаг в оз. Кубенское и других сходных водных объектах, потребляет преимущественно личинок хирономид, а также моллюсков (Щербина, 2021). В наибольшей степени частицы МП аккумулируются на дне водных объектов и попадают в ЖКТ леща вместе с бентосом и детритом. Очевидно, характер питания леща в оз. Кубенское способствует накоплению им МП. Схожие тенденции показаны в работах ряда авторов по накоплению МП в рыбах Северной Атлантики, оз. Мичиган и р. Томь (McNeish et al., 2018; Barboza et al., 2020).

У исследованных особей плотвы не обнаружено ни одного экземпляра, в ЖКТ которого регистрировали бы микропластиковые частицы. Плотва в оз. Кубенское питается зоопланктоном, высшей водной растительностью и бентосными организмами. В связи с активным потреблением моллюсков, в частности дрейссены *Dreissena polymorpha* P., которая образует многочисленные скопления (Щербина, 2008), можно было бы ожидать высокий уровень содержания

Таблица 3. Содержание МП в ЖКТ пресноводных рыб из разных регионов мира

Водный объект	Метод идентификации	Доля особей, содержащих МП, %	Содержание МП, ед./особь	Литературный источник
Эстуарий р. Амазонка (Бразилия)	Визуальный; ИК-Фурье спектроскопия	189 (13.8)	1.2 ± 5.0	(Pegado et al., 2018)
р. Темза (Великобритания)	Визуальный; Рамановская спектроскопия	64 (33)	0.6 ± 1.2	(Horton et al., 2018)
р. Чжуцзян (Жемчужная река) с притоками (Китай)	Микроскопия, совмещенная с ИК-Фурье спектроскопией	279 (50)	7.0 ± 23.8	(Zheng et al., 2019)
оз. Элейел (Нигерия)	Визуальный (флуоресцентная микроскопия)	109 (69.7)	1.0 – 6.0	(Adeogun et al., 2020)
Ручей Васкана-Крик (Канада)	Визуальный	181 (73.5)	3.2	(Campbell et al., 2017)
Притоки оз. Мичиган (США)	Визуальный; ИК-Фурье спектроскопия	74 (90.5)	10.0 ± 2.3; 13.0 ± 1.6*	(McNeish et al., 2018)
оз. Тайху (Китай)	Визуальный; ИК-Фурье спектроскопия	108 (95.7)	1.8 ± 1.7; 3.8 ± 2.0*	(Jabeen et al., 2017)
Эстуарий р. Баия-Бланка (Аргентина)	Визуальный (флуоресцентная микроскопия)	20 (100)	12.1 ± 6.2	(Arias et al., 2019)
р. Томь (Россия)	Визуальный	13 (100)	41.6	(Frank et al., 2020)
р. Енисей (Россия)	Визуальный; Рамановская спектроскопия	40 (60)	1.6 ± 2.0	(Frank et al., 2023)

Примечание. * – приведены результаты исследования, полученные разными методами.

микропластиковых частиц в ЖКТ плотвы. Однако проведенное исследование не подтвердило это предположение. Поэтому дальнейшее изучение содержания микропластика в ЖКТ необходимо проводить для видов рыб, различающихся по особенностям питания, размерно-возрастным показателям и обитающим в разнотипных водных объектах Вологодской обл.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В оз. Кубенское Вологодской обл. частицы микропластика были обнаружены у 60% экземпляров леща и 43% экземпляров окуня. В ЖКТ плотвы МП не зарегистрирован. Среднее содержание микропластиковых частиц в ЖКТ леща достигало 1.6 ± 0.4, окуня — 4.2 ± 1.4 ед./особь. В пересчете на 1 кг массы тела среднее содержание МП в ЖКТ леща и окуня исследованных выборок было 3.4 ± 0.9 и 30.6 ± 12.1 ед. соответственно. Различия в содержании частиц в ЖКТ двух видов рыб оказались статистически недостоверными (p >0.05). МП, извлеченный из ЖКТ рыб, был представлен преимущественно волокнами. Большинство частиц попадало в размерный диапазон 1001–2000 мкм. Статистически значимой корреляции между содержанием частиц МП и биологическими показателями рыб (длина и масса тела, возраст, пол) на изученных выборках не установлено. Не выявлено статистически значимых различий (p >0.05) в содержании микропластика в зависимости от типа питания у бентофагов (лещ) и эврифагов (окунь).

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность сотрудникам Вологодского филиала Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии за помощь в сборе и обработке ихтиологического материала.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование выполнено при поддержке Программы развития Томского государственного университета (Приоритет–2030), проект № 2.2.3.22 ОНГ, а также в рамках Государственного задания Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии № 076-00007-22-00.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Болотова Н.Л., Воробьев Г.А. 2007. Озеро Кубенское // Природа Вологодской области. Вологда: Изд. Дом Вологжанин. С. 137.

Веселова М.Ф. 1977. Природные условия бассейна оз. Кубенского // Озеро Кубенское. Л.: Наука. Ч. 1. С. 5.

Гущин А.В., Веремейчик Я.В. 2019. Микропластик в пище балтийской песчанки *Ammodytes tobianus* литорали Куршской косы Балтийского моря // Вопр. ихтиологии. Т. 59. № 4. С. 492. https://doi.org/10.1134/S004287521904009X

Дгебуадзе Ю.Ю., Чернова О.Ф. 2009. Чешуя рыб как диагностическая и регистрирующая структура. М.: Тов-во науч. изд. КМК.

Комов В.Т., Лазарева В.И., Степанова И.К. 1997. Антропогенное закисление малых озер севера Европейской части России // Биология внутр. вод. № 3. С. 5.

Нохрин Д.Ю. 2018. Лабораторный практикум по биостатистике. Челябинск: Изд-во Челябинск. гос. ун-та.

Правдин И.Ф. 1966. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. пром-сть.

Тропин Н.Ю. 2008. Окунь в крупных водоемах Вологодской области // Рыбоводство и рыбн. хоз-во. № 10. С. 29.

Тропин Н.Ю. 2020. Эколого-биологические особенности и промысловое значение речного окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758) в крупных рыбохозяйственных водоемах Вологодской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Томск. С. 24.

Тропин Н.Ю. 2022. Пищевые стратегии пресноводных рыб и потребление ими микропластика // Матер. I Всерос. конф. с междунар. участием по загрязнению окружающей среды микропластиком "MicroPlasticsEnvironment-2022" (MPE-2022). Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та. С. 106.

Тропин Н.Ю., Борисов М.Я., Угрюмова Е.В. и др. 2019. Содержание ртути в мышечной ткани речного окуня (*Perca fluviatilis* (L.)) крупных водоемов Вологодской области // Токсикол. вестн. № 2. С. 53. https://doi.org/10.36946/0869-7922-2019-2-53-58

Чугунова Н.И. 1959. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: Советская наука.

Щербина Г.Х. 2008. Структура биоценоза *Dreissena polymorpha* (Pallas) и роль моллюска в питании плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus) // Биология внутр. вод. № 4. С. 72.

Щербина Г.Х. 2021. Сравнительный анализ пищевого спектра леща *Abramis brama* L. (Cyprinidae, Pisces) на разнотипных участках Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. № 5. С. 511. https://doi.org/10.31857/S0320965221040124

Adeogun A.O., Ibor O.R., Khan E.A., et al. 2020. Detection and occurrence of microplastics in the stomach of commercial fish species from a municipal water supply lake in southwestern Nigeria // Environ. Sci. Pollut. Res. № 27. P. 31035. https://doi.org/10.1007/s11356-020-09031-5

Anderson J.C., Park B.J., Palace V.P. 2016. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems // Environ. Pollut. V. 218. P. 269. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074

Arias A.H., Ronda A.C., Oliva A.L. et al. 2019. Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America // Bull. Environ. Contam. Toxicol. № 102. P. 750. https://doi.org/10.1007/s00128-019-02604-2

Barboza L.G.A., Lopes C., Oliveira P. et al. 2020. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure // Sci. Total Environ. V. 717. P. 134625. https: //doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625

Bellas J., Martínez-Armental J., Martínez-Cámara A. et al. 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts // Mar. Pollut. Bull. V. 109. P. 55. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026

Bellasi A., Binda G., Pozzi A. et al. 2020. Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms // Environments. V. 7. Is. 4. https://doi.org/10.3390/environments7040030

Campbell S.H., Williamson P.R., Hall B.D. 2017. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek // FACETS. № 2. P. 395. https://doi.org/10.1139/facets-2017-0008

Capone A., Petrillo M., Misic C. 2020. Ingestion and elimination of anthropogenic fibres and microplastic fragments by the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) of the NW Mediterranean Sea // Mar. Biol. V. 167. P. 166. https://doi.org/10.1007/s00227-020-03779-7

Castro-Castellon A.T., Horton A.A., Hughes J.M.R. et al. 2021. Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: Considering exposure and hazard across trophic levels // Sci. Total Environ. V. 816. P. 151638. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151638

Dawson A.L., Motti C.A. and Kroon F.J. 2020. Solving a sticky situation: Microplastic analysis of lipid-rich tissue // Front Environ. Sci. V. 8. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.563565

Eriksen M., Mason S., Wilson S. et al. 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes // Mar. Pollut. Bull. V. 77. P. 177. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007

Frank Yu.A., Vorobiev E.D., Babkina I.B. et al. 2020. Microplastics in fish gut, first records from the Tom River in West Siberia, Russia // Вестн. Томск. гос. ун-та. Биология. № 52. С. 130. https://doi.org/10.17223/19988591/52/7

Frank Yu., Vorobiev D., Mandal A. et al. 2023. Freshwater Fish Siberian Dace Ingest Microplastics in the Remote Yenisei Tributary // Toxics. V. 11. Iss. 38. https://doi.org/10.3390/toxics11010038

Frias J.P.G.L., Nash R. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition // Mar. Pollut. Bull. V. 138. P. 145. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C. et al. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the

methods used for identification and quantification // Environ. Sci. Technol. V. 46(6). P. 3060. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. Past: palaeontological statistics software package for education and data analysis // Palaeontologica Electronica. V. 1. P. 49. https:// Palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (дата обращения: 05.12.2022).

Jabeen K., Su L., Li J.N. et al. 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China // Environ. Pollut. V. 221. P. 141. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055

Jahan S., Strezov V., Weldekidan H. et al. 2019. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia // Sci. Total Environ. V. 695. P. 133924. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924

McNeish R.E., Kim L.H., Barrett H.A. et al. 2018. Microplastic in riverine fish is connected to species traits // Scientific Reports. V. 8:11639. https://doi.org/10.1038/s41598-018-29980-9

Horton A.A., Jürgens M.D., Lahive E. et al. 2018. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK // Environ. Pollut. V. 236. P. 188. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.044

Pegado T.S.E.S., Schmid K., Winemiller K.O. et al. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary // Mar. Pollut. Bull. V. 133. P. 814. https:// doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035

Student S. 1908. The probable error of a mean // Biometrika. V. 6. № 1. P. 1.

Wang W., Ge J., Yu X. 2000. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 189. P. 109913. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913

Wong J.K.H., Lee K.K., Tang K.H.D. et al. 2020. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions // Sci. Total Environ. V. 719. P. 137512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512

Zheng K., Fan Y., Zhu Z. et al. 2019. Occurrence and species-specific distribution of plastic debris in wild freshwater fish from the Pearl River catchment, China // Environ. Toxicol. Chem. V. 38. P. 1504. https://doi.org/10.1002/etc.4437

Microplastic Content in the Gastrointestinal Tract of Some Fish Species of Lake Kubenskoe (Vologda Oblast)

N. Y. Tropin[1, 2, *], S. N. Rakhmatullina[1], E. D. Vorobiev[1], D. S. Vorobiev[1], Yu. A. Frank[1]

[1]*Tomsk State University, Tomsk, Russia*

[2]*Vologda Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Vologda, Russia*

[*]*e-mail: nikolay-tropin1@yandex.ru*

Quantitative assessment of microplastic content in the gastrointestinal tract of perch, roach and bream of Kubenskoe Lake in the Vologda region was conducted. Microplastics were detected in 60% of bream specimens and 43% of perch specimens. No plastic microparticles were found in the gastrointestinal tract of the roach. It was found average number of microplastic particles was 1.6 ± 0.4 items per individual of bream, and 4.2 ± 1.4 items of microplastic per individual of perch. Microplastics in the gastrointestinal tract of fish were mainly represented by fibers with a small proportion of fragments and films. No significant differences (p >0.05) in the content of microplastics in the gastrointestinal tract of benthivorous (bream) and euryphage (perch) were found. The data obtained are the first evidence of the presence of microplastics in fish of the Vologda Oblast water bodies.

Keywords: microplastics, Kubenskoe Lake, fish, feeding, gastrointestinal tract, Vologda Region

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 326–334

ВОДНАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК 504.05:574.5:574.2

НАКОПЛЕНИЕ МИКРОПЛАСТИКА СИБИРСКОЙ ЛЯГУШКОЙ *Rana amurensis* (Anura, Amphibia) В ЗАПАДНОМ ПРИБАЙКАЛЬЕ

© 2024 г. В. Н. Куранова[a, *], Ю. А. Франк[a], С. Н. Рахматуллина[a], Л. А. Эпова[b]

[a]*Национальный исследовательский Томский государственный университет, Томск, Россия* [b] *ФГБУ "Заповедное Прибайкалье", Иркутск, Россия*

[*]*e-mail: kuranova49@mail.ru*

Поступила в редакцию 18.01.2023 г.
После доработки 15.05.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Представлены результаты исследований по оценке содержания микропластика (МП) в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) личинок и взрослых особей сибирской лягушки *Rana amurensis* в пойме р. Голоустная, впадающей в оз. Байкал. Частицы МП от 0.3 до 5 мм по максимальной оси обнаружены в ЖКТ 83% (n = 18) особей сибирской лягушки в возрасте от 1+ до 4+. В ЖКТ взрослых особей *R. amurensis* МП представлен микроволокнами (84.6%), микросферами (6.2), микропленками (6.2) и фрагментами неправильной формы (3.0). Среднее количество частиц в ЖКТ составило 3.5 ± 3.6 на особь лягушки с разбросом от 0 до 11.6 частиц. Не выявлено достоверных корреляционных связей между уровнем накопления МП и возрастом особей разного пола. В личинках *R. amurensis* (n = 120) не обнаружено частиц искусственных полимеров, что в значительной степени обусловлено низкой продуктивностью временных мелких водоемов икрометания и развития вида в пойме р. Голоустная, испытывающих мощный антропогенный пресс (транспорт, выпас скота, заготовка сена). Детекция МП в ЖКТ взрослых особей сибирской лягушки может служить индикатором загрязнения долины и устья р. Голоустная, включая побережье оз. Байкал. Полученные данные — первое доказательство присутствия МП в ЖКТ земноводных на территории Российской Федерации.

Ключевые слова: микропластик, личинки и взрослые особи земноводных, желудочно-кишечный тракт *Rana amurensis*, Западное Прибайкалье

DOI: 10.31857/S0320965224020118 **EDN:** xsyzye

ВВЕДЕНИЕ

С середины XX в. наблюдается массовое производство и потребление продукции из искусственных полимеров, что привело к загрязнению водных и наземных экосистем микропластиком. МП представляет собой неоднородную группу частиц размерами <5 мм, различающихся по размеру, форме и химическому составу (Thompson et al., 2004). В природе чаще всего обнаруживают вторичный МП — продукт распада пластиковых изделий под действием физико-химических факторов среды. Однако встречается и первичный МП — микросферы, которые используют в производстве автомобильных шин и добавляют в средства бытовой химии, косметические средства, средства личной гигиены и многое другое (Саванина и др., 2019; Frank et al., 2020). Организмы, принадлежащие к разнообразным функциональным группам, включая фильтраторов, бентофагов и свободно плавающих хищников, поглощают микропластик в естественной среде обитания (Harris et al., 2019).

Большинство опубликованных исследований по распространению и количественной оценке содержания МП в живых организмах проведены на морских объектах — моллюсках (Rochman et al., 2015; McNeish et al., 2018; Britta et al., 2020; Rochman, Hoellen, 2020), крабах (Waddell al., 2020), морских видах рыб и млекопитающих (Садретдинов, Казакова, 2019; Isaak et al., 2021). Особенности загрязнения и биоаккумуляции МП в наземных и пресноводных экосистемах исследованы в гораздо меньшей степени. Опубликованы работы по детекции МП в организмах птиц, пресноводных рыб, насекомых. В пищеварительной системе и фекалиях птенцов, взрослых рыбоядных и хищных птиц в больших количествах обнаружены частицы МП (D′ Souza et al., 2020). Попадание его в организм птиц может препятствовать способности поглощать и усваивать пищу, вызывать неблагоприятные физиологические эффекты, ведущие к сокращению численности, что негативно сказывается на всей экоси-

Сокращения: ЖКТ — желудочно-кишечный тракт, МП — микропластик.

стеме. Изучено содержание частиц МП в ЖКТ сибирского ельца (*Leuciscus leuciscus* L.) в бассейнах рек Оби и Енисея. У всех особей ($n = 45$) проанализированных выборок в ЖКТ обнаружены частицы МП различной формы и размера (Frank et al., 2020; Frank et al., 2023). Известно, что попадание МП в организм рыб негативно сказывается на функционировании их эндокринной системы, приводит к эрозии эпителия и изменяет внутреннюю оболочку глазного яблока, деформирует жаберные нити, что может привести к затруднению дыхания (Hu et al., 2020). Установлено, что МП может распространяться в природе через комаров. В ходе эксперимента обнаружено, что потребленные личинками частицы МП остаются в организме насекомых на всех стадиях развития (Al-Jaibachi et al., 2018; Simakova et al., 2022). Поскольку многие беспозвоночные входят в состав диеты птиц и земноводных, МП может распространяться по их пищевым цепям.

Земноводные относятся к примитивным позвоночным животным, обитающим на границе двух сред — воды и суши. Важнейшие фазы жизненного цикла — размножение, эмбриональное и личиночное развитие и метаморфоз происходят в водоемах. Личинки (головастики), поедая микроводоросли и цианобактерии, часто доминируют по биомассе среди животных многих водоемов. Личиночный период амфибий удлиняется с увеличением растительноядности вида. Меняется характер пищи и с возрастом личинок (Моткова, 1977). Выделены следующие стадии питания, связанные с возрастом личинок бесхвостых амфибий. На первой стадии развития головастиков размеры пищевых объектов очень мелкие, это в основном диатомовые водоросли, из животных кормов — коловратки. На второй стадии увеличивается количество зеленых водорослей, встречаются цианобактерии, из зоокомпонентов преобладают коловратки и веслоногие рачки. На третьей стадии доминируют зеленые водоросли, уменьшается доля коловраток, появляются новые группы зоокомпонентов — простейшие и ветвистоусые рачки. На четвертой стадии преобладают ветвистоусые рачки, увеличивается доля простейших, резко падает значение водорослей, т.е. уже в ходе личиночного развития происходит постепенный переход к плотоядности, характерной для завершивших превращение амфибий (Гаранин, 1983; Моткова, Гаранин, 1987). Таким образом, амфибии связывают трофически не только разные группы биогеоценозов, но и разные биоциклы — сушу и пресные воды. В ходе развития они бывают и консументами первого порядка, и хищниками первого–второго порядков, захватывая несколько групп пищевых цепей и способствуя тем самым трансформации и транспортировке живого вещества (Гаранин, 1983). В среднем за сезон биомасса личинок достигает 105–780 г/м^3 (Моткова, 1977). Значительную ее часть потребляют водные животные (рыбы, беспозвоночные). Остальная биомасса трансформируется в наземную среду при поедании головастиков водоплавающими птицами и околоводными млекопитающими, а также при завершении метаморфоза, когда молодь покидает водоемы. Роль амфибий в осуществлении связи между водными и наземными экосистемами велика (Пикулик, 1985). Сведения о накоплении и токсичном воздействии МП на разные стадии онтогенеза земноводных носят крайне фрагментарный характер (Boyero et al., 2020; Da Costa Araújo et al., 2020; Kolenda et al., 2020; Куранова и др., 2021, 2022; Чеботина и др., 2022), что определило актуальность исследования. Известно, что в качестве индикаторов загрязнения пресноводных экосистем различными поллютантами, в том числе тяжелыми металлами и МП, используют амфибий и их личинок (Куранова и др., 2021; Куранова и др., 2022; Чеботина и др., 2022).

Цель работы — исследовать возможность и особенности поглощения МП сибирской лягушкой на разных стадиях ее онтогенеза. В задачи входили детекция, количественная оценка и анализ морфологии МП в личинках и в ЖКТ взрослых особей вида.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектами исследования послужили головастики разных стадий развития и взрослые особи сибирской лягушки *Rana amurensis* Boulenger, 1886 (Anura, Amphibia). Данный вид широко распространен в Западной и Восточной Сибири, на Дальнем Востоке России, в Корее, северной и центральной Монголии и северо-восточном Китае. Места обитания — поймы рек, заболоченные луга, кочкарные болота, лесные речки. Чаще всего встречается на увлажненных межгривных понижения пойменных лугов, вблизи небольших пойменных озер, стариц (Куранова, 1977; Куранова, Ярцев, 2020). Избегает крупных лесных массивов и междуречий. Зимует в ямах на дне озер, рек, в колодцах на глубине 1.5–2 м, группами по нескольку десятков и сотен особей (Кузьмин, 2012).

Личинки сибирской лягушки собирали в период с 14.06.2021 по 30.06.2021 г. из двух водоемов устья р. Голоустная (52°02′ с.ш., 105°24′ в.д.) (западное побережье оз. Байкал, Иркутская обл.). В районе дельты р. Голоустная сибирская лягушка населяет открытые низинные болота, разнотравно-злаковые и прибрежные закочкаренные луга, в период размножения тесно связана с временными пойменными водоемами. Зимует подо льдом в непромерзающих озерах (Тропина, 2021). Личиночные водоемы имеют естественное и антропо-

генное происхождение. Головастиков отлавливали из двух водоемов. Первый водоем расположен в 1.1 км на юго-восток от пос. Большое Голоустное в 20–30 м слева от проселочной дороги, ведущей на берег оз. Байкал (Доп. мат. рис. S1а). Длина водоема ~150–200 м, ширина 50 м. Водоем хорошо освещен, занимает естественное рельефное понижение, подпитывается талыми водами. Дно илистое, с большим количеством водной растительности. В водоеме и по берегам присутствует бытовой мусор — пластиковые бутылки, целлофановые пакеты. Второй водоем шириной 1.5–2 м, длиной 10 м расположен в этом же направлении на автомобильной дороге, питается атмосферными осадками (Доп. мат. рис. S1б). В водоеме редкая водная растительность, дно каменистое с илом и песком.

Для проведения эксперимента и последующего анализа на наличие МП отобрано 120 личинок *R. amurensis.* При определении стадий развития личинок использованы детальные таблицы описаний и рисунки для близкородственного вида — травяной лягушки *Rana temporaria* (Дабагян, Слепцова, 1975). Нами исключен ранее предлагаемый более разгруженный и упрощенный вариант определения стадий развития эмбрионов и личинок разных видов бесхвостых земноводных (Gosner, 1960). В зависимости от стадии развития головастики *R. amurensis* из двух водоемов объединены в шесть групп по 20 особей: 1 группа — стадия 39; 2 группа — 41; 3 группа — 42–43; 4 группа — 45; 5 группа — 46; 6 группа — 47. Личинки более поздних стадий (48–54) в отловах отсутствовали, поскольку еще не произошел их метаморфоз и выход сеголетков на сушу.

На суше и вблизи водоемов особей *R. amurensis* отлавливали руками или сачком, для транспортировки помещали в матерчатые мешочки, специальные контейнеры и доставляли в лабораторию для последующей обработки (Гаранин, Даревский, 1987). В лабораторных условиях 27 особей *R. amurensis* разного пола и возраста анестезировали и декапитировали, после чего проводили вскрытие для извлечения ЖКТ. У взрослых и личинок с помощью электронных весов OHAUS определяли массу тела (*W*) с точностью до 0.01 г. Мерные признаки — длину туловища (*L* — *Longitudo corporis*) и длину хвоста личинок (*L.cd* — *Longitudo caudalis*) измеряли электронным штангенциркулем ЧИЗ ШЦЦ-1-150-0.01 с точностью до 0.01 мм. Все используемые процедуры соответствовали международным и национальным требованиям по гуманному обращению с животными.

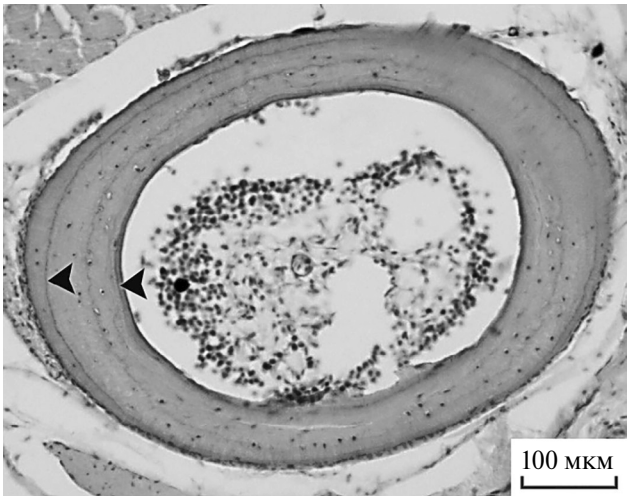

Рис. 1. Поперечный срез фаланги пальца *Rana amurensis.* Окраска гематоксилином Эрлиха. Черными стрелками обозначены линии склеивания.

Определение возраста. Возраст животных определяли с помощью метода скелетохронологии, основанном на сезонных изменениях темпов роста животных. В течение периода активного роста в костях животных формируются широкие слои костной ткани, а в период остановки (например, период гибернации земноводных и пресмыкающихся) – узкие линии, называемые линиями склеивания или линиями остановки роста. Этот метод позволяет определить с высокой точностью не только абсолютный возраст особи, но и скорость линейного роста (Смирина, 1989).

В камеральных условиях для оценки возраста особей сибирской лягушки использовали поперечные срезы третьей фаланги четвертого пальца левой задней конечности, зафиксированной в 10%-ном формалине. Костные образцы декальцинировали в 5%-ной азотной кислоте. Время декальцинации устанавливали экспериментально (Смирина, 1989). Затем проводили классическую гистологическую обработку с заключением в парафин (Exbrayat, 2013). Для нарезки гистологических образцов использовали полуавтоматический ротационный микротом (MtPoint, модель RMD — 3000, Россия). Срезы монтировали на стекла с белок-глицериновым покрытием. Окрашивание проводили гематоксилином Карацци. Всего изготовлен 81 микропрепарат. Для микроскопии и изготовления микрофотоснимков применяли микроскоп AxioLab.A_1 с камерой AxioCam ERc5s и программное обеспечение ZEN 2011 (Carl Zeiss Microscopy, Германия). При определении возраста использовали число видимых линий остановки роста (линий склеивания) и степень сохранности первой линии склеивания (рис. 1). Последнее оценивали по доле оставшегося участка линии на срезе (Hemelaar, 1985). Минимальное количество пережитых зимовок обозначали цифрой со знаком “+”, на самом деле их могло быть больше, поскольку часть линий склеивания могла подвергнуться резорбции.

Детекция и количественный учет микропластика. При оценке связи уровня накопления МП в ЖКТ *R. amurensis* в зависимости от разного пола и возраста из выборки исключали неполовозрелых особей (годовиков), определение пола которых было затруднено. Детекция МП в ЖКТ лягушки проведена на 18 особях (10 самцов и 8 самок). При извлечении частиц МП из головастиков применяли модифицированный протокол, ранее использованный для анализа частиц в моллюсках (Jahan et al., 2019). Для экстракции МП растворяли мягкие ткани целых особей головастиков, используя щелочной гидролиз, разделение частиц по плотности в насыщенном растворе NaCl (~1.20 г/мл), вакуумную фильтрацию с помощью мембранного фильтра 0.45 мкм (Sartorius). Фильтры с извлеченным МП анализировали для количественного учета частиц и их классификации по морфологическим признакам. Контролем служили пробы с дистиллированной водой без ЖКТ и головастиков. Полученные в контроле результаты вычитали при определении количества частиц в пробах. Анализ проводили с помощью световой микроскопии (стереомикроскоп Micromed MC2), цифровой камеры и программного обеспечения ToupView v.3.7.6273, используя тест горячей иглой (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Извлеченные частицы МП классифицировали на четыре группы по их форме: сферы, пленки, волокна/линии и фрагменты неправильной формы (включая пенопласт) (Cowger et al., 2019; Frias, Nash, 2019), а также по их основным размерам на шесть групп: 0.15–0.30 мм, 0.31–1.00 мм, 1.01–2.00 мм, 2.01–3.00 мм, 3.01–4.00 мм и 4.01–5.00 мм (Frank et al., 2020). Обилие МП различной формы и размеров оценено как количество частиц на один экземпляр лягушки и группу личинок.

Для математической обработки первичных данных использовали пакет программ Microsoft Excel 2010, статистический анализ проводили в программе StatSoft STATISTICA v.8.0. Рассчитаны следующие описательные статистики: размер выборки (n), средняя ($\bar{x}$), границы минимальных и максимальных значений (lim), стандартная ошибка средней ($m_{\bar{x}}$), коэффициент вариации (C_v, %) Для попарного сравнения выборочных совокупностей использовали критерии Манна–Уитни (U-test) для признаков, имеющих ненормальное распределение. Уровень связей между уровнем накопления МП в зависимости от пола и возраста особей оценивали через коэффициент корреляции Спирмена (r_s). Во всех случаях результаты считали достоверными при достижении порога вероятности 5% ($p \leqslant 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В шести группах личинок сибирской лягушки (n = 120), выделенных по стадиям развития, не обнаружено частиц МП.

С помощью микроскопического анализа, совмещенного с тестом горячей иглой, установлено, что в 15 из 18 (83%) проанализированных образцов ЖКТ *R. amurensis* возраста от 1+ до 4+ данного локалитета (Большое Голоустное) обнаружены частицы МП. Распределение частиц в ЖКТ особей было неравномерным (табл. 1), среднее значение составило 3.5 ± 3.6 ед./особь. Частицы представлены сферами, пленками, волокнами и фрагментами неправильной формы. В ЖКТ лягушек преобладали волокна — 80.6%, доля пленок и сфер — 6.2, фрагментов — 3.0 (рис. 2). Наибольшее количество МП на особь приходилось в виде волокон, меньше в 1.3 раза — пленок и 2.6 раза — сфер и фрагментов (табл. 1).

Обнаруженные частицы МП объединенной выборки лягушек одного года и старше имели размеры 0.31–1.00 и 1.01–2.00 мм (по 31.3%), 2.01–3.00 мм (21.9), 0.15–0.30 и 3.01–4.00 мм (по 6.25), 4.01–5.00 мм (3.0%) (рис. 3). Размерный диапазон частиц МП широк — от 0.31 до 5.00 мм, доминируют частицы размером 1.01–3.00 мм (53.2%).

Частицы найдены в ЖКТ сибирских лягушек в возрасте от 1+ до 4 (n = 27) (табл. 2). Между уровнем накопления МП и возрастом самцов и самок не обнаружено статистически значимой связи: $r_s = -0.35$, $p > 0.05$ и $r_s = 0.48$, $p > 0.05$ соответственно; для объединенной выборки —

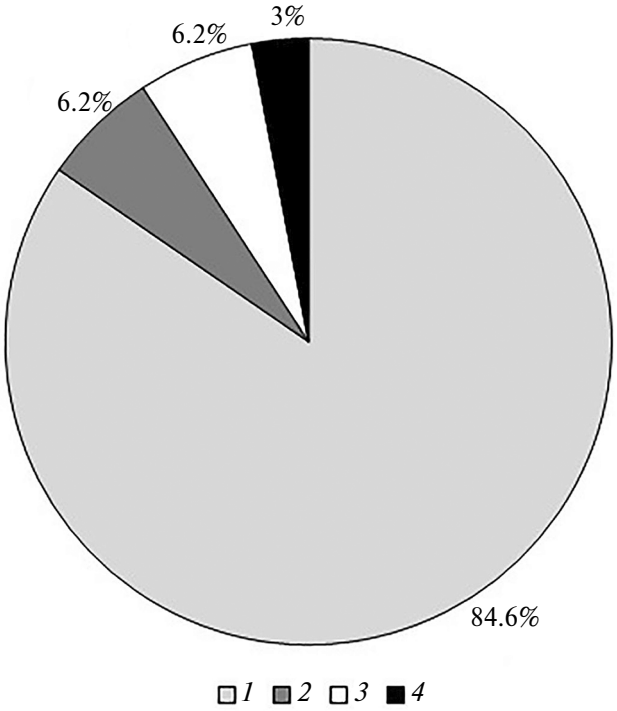

Рис. 2. Доли частиц МП различной формы в ЖКТ взрослых особей *Rana amurensis*. *1* – волокна, *2* – пленки, *3* – сферы, *4* – фрагменты.

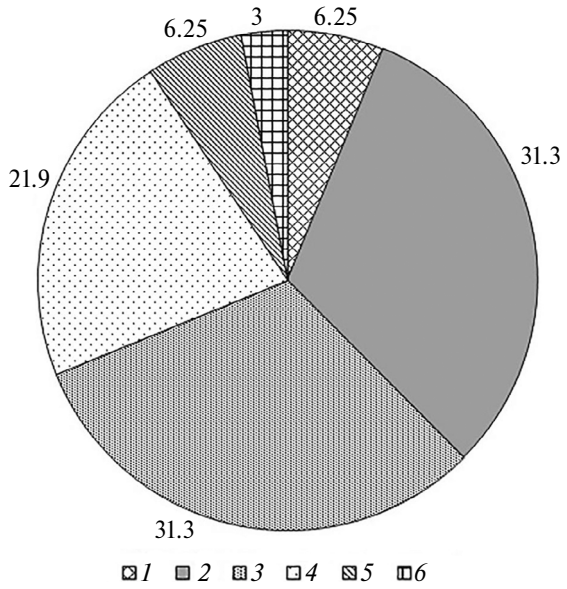

Рис. 3. Распределение (%) частиц микропластика разного размера (мм) в ЖКТ взрослых особей *Rana amurensis*. *1* – 0.15–0.30, *2* – 0.31–1.00, *3* – 0.1–2.00, *4* –2.01–3.00, *5* – 3.01–4.00, *6* –4.01–5.00.

$r_s = 0.195$, $p > 0.05$ (табл. 2). Однако выявлены половые различия в уровне накопления МП в ЖКТ — у самок он выше, чем у самцов (U = 12.5, $p \leqslant 0.01$).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В шести группах личинок сибирской лягушки (n = 120), выделенных по стадиям развития, не обнаружено частиц МП. Возможно, одна из причин — временный характер и низкая продуктивность изученных нерестовых водоемов, где происходили выклев и личиночное развитие. Водоемы образовались в межгривных понижениях пойменного луга, наполненность их определяется уровнем и характером движения паводковых вод и выпадением осадков. Существенная антропогенная нагрузка (выпас скота, движение транспорта, сенокошение) не обеспечивает устойчивости и продуктивности водной экосистемы. Кроме этого, в период наблюдений (июнь) среди развивающихся личинок *R. amurensis* отсутствовали особи 48–52 стадий, которые метаморфизируют и выходят на сушу.

Таблица 1. Содержание частиц МП разных типов в ЖКТ *Rana amurensis*

Тип МП	$X \pm m_x$	min–max	*SD*	C_v
	ед./особь			
Сферы	0.2 ± 0.2	0–3.6	0.8	373.9
Пленки	0.2 ± 0.2	0–4.6	0.9	509.9
Волокна	2.6 ± 0.6	0–11,6	3.1	121.5
Фрагменты	0.1 ± 0.1	0–1	0.3	282.4
Всего	3.5 ± 3.6	0–11.6	3.6	383.6

Примечание. $X \pm m_x$ — средняя и ошибка средней; *SD* — стандартное отклонение; C_v — коэффициент вариации, %.

Таблица 2. Содержание частиц МП в ЖКТ разных “половозрастных” группировок популяции *Rana amurensis* (окрестности пос. Большое Голоустное, Иркутская обл.)

Признаки	Самцы (n = 10)			Самки (n = 8)		
	$\bar{x} \pm m_{\bar{x}}$	min–max	C_v, %	$\bar{x} \pm m_{\bar{x}}$	min–max	C_v, %
Возраст	2+ (n = 7)			2+ (n = 5)		
W, г	7.70 ± 0.47	6.6–10.1	16.0	7.60 ± 0.62	5.85–9.6	18.10
L, мм	44.6 ± 0.9	42.2–47.9	5.4	44.8 ± 1.5	40.5–48.9	7.5
МП, ед./особь	2.0 ± 0.65	0–4	86.6	4.4 ± 2.1	1–12	107.3
Возраст	3+ (n = 3)			3+ (n = 1)		
W, г	11.2 ± 1.46	8.6–13.7	22.5	8.96	–	–
L, мм	50.0 ± 1.67	47.2–53.0	5.7	42.7	–	–
МП, ед./особь	0.67 ± 0.33	0–1	86.6	9	–	–
Возраст	4+ (n = 0)			4+ (n = 2)		
W, г	–	–	–	16.3 ± 4.1	12.2–20.3	35.3
L, мм	–	–	–	58.0 ± 0.6	57.4–58.6	1.5
МП, ед./особь	–	–	–	8.0 ± 1.0	7–9	17.7

Примечание. “–” – данные отсутствуют.

В отличие от личинок, у взрослых особей *R. amurensis* трофический спектр шире. Они поедают, в основном, сухопутных моллюсков, пауков, гусениц, прямокрылых, полужесткокрылых, жесткокрылых (доминируют жужелицы), жуков, членистоногих, перепончатокрылых (бескрылые муравьи), коконы пауков и яйца двукрылых, им свойственен каннибализм. Одновременно с пищей лягушки заглатывают песок и растительные остатки, а также листья и соцветия осок и злаков (Кузьмин, 1986). Это объясняет обнаружение МП в ЖКТ взрослых особей сибирской лягушки. Из 18 исследованных особей *R. amurensis* микрочастицы пластика в ЖКТ содержали 83% лягушек в возрасте 1 + и старше.

Возможно, особенности поглощения и накопления МП амфибиями могут иметь видовые различия. Частицы МП ранее были выявлены у 26% (n = 201) личинок пяти видов бесхвостых земноводных (серая жаба *Bufo bufo* L., травяная лягушка *Rana temporaria* Boulenger, 1886, зеленые лягушки *Pelophylax esculentus* L. complex, обыкновенная чесночница *Pelobates fuscus* (Cornalia, 1873) и обыкновенная квакша *Hyla arborea* L.) из восьми прудов, из них три расположены в г. Вроцлав и пять — в его окрестностях (юго-запад Польши) (Kolenda et al., 2020). Частицы МП обнаружены на всех исследованных участках и у 26% личинок всех исследованных видов. При этом головастики заглотили в общей сложности 71 частицу (в среднем на особь — 0.35, SD = 0.7), из них большинство (97% (n = 69) представляли собой волокна. Анализ IR-ATR показал, что частицы имели антропогенное происхождение и включали нейлон, полиуретан, полиизопрен и 1,2 полибутадиен (Kolenda et al., 2020). Высказано предположение, что в водоемах Центральной Европы личинки земноводных могут быть важными переносчиками МП при переходе из водной среды в наземную. Незначительное количество частиц на одну личинку может свидетельствовать о слабом воздействии микропластика на эти организмы (Kolenda et al., 2020).

На примере личиночной популяции серой жабы (*Bufo bufo*) пригородного водоема г. Томск установлено, что разнообразие и уровень встречаемости частиц МП у амфибий могут различаться и зависеть от источников поступления его в водную среду, а также особенностей питания исследуемой группы организмов (Куранова и др., 2021).

Переход головастиков *R. amurensis* к активному питанию происходит на стадии 34, т.е. через 3–4 сут после выклева. Питание продолжается до начала метаморфического климакса – стадия 50. В составе пищи наблюдается максимальная встречаемость детрита и водорослей. Часто поедаются водоросли, растущие на подводных предметах, что указывает на питание головастиков *R. amurensis* в зарослях и на дне водоемов. Вместе с пищей в кишечник головастиков попадает песок: у особей стадий 45–47 он найден в 83–100% кишечников (Кузьмин, 1986). На стадиях 50–51 в связи с некротическим метаморфозом питание в основном прекращается, отдельные особи стадий 51–52 поедают клещей и коллембол. В состав пищи особей стадии 53 входят сухопутные улитки, многоножки, двукрылые. В пище сеголетков (стадия 54) доминируют насекомые (Боркин, Кузьмин, 1988).

Различия в уровне накопления МП в личинках серой жабы (Куранова и др., 2021) и сибирской лягушки (настоящее исследование) обусловлены происхождением и продуктивностью личиночных водоемов, а также особенностями питания разных видов земноводных. Сибирская лягушка для размножения выбирает мелкие, хорошо освещенные временные водоемы. Серая жаба откладывает икру в озерах, прудах или канавах. Накопление МП взрослыми особями сибирской лягушки происходит по пищевым цепям в период пребывания в зимовальных водоемах (в зависимости от широты — с октября по май), а также активной охоты в наземную фазу жизненного цикла, когда они придерживаются пойм и увлажненных низин (Кузьмин, 2012; Куранова и др., 2022).

В настоящем исследовании у самок отмечены более высокие средние линейно-массовые размеры по сравнению с самцами: у самок (n = 8) L = 47.9 (40.5–58.6) мм, W = 9.97 (5.8–20.3) г; у самцов (n = 10) L = 46.3 (42.2–49.8) мм, W = 8.8 (6.6–13.7) г. Кроме того, в выборке среди самок отмечено 25% особей в возрасте 4+, среди самцов — 70% особей в возрасте 2+ и 30% в возрасте 3+ (табл. 2). Суточное потребление пищи особями старших возрастов естественно выше. Установлено, что различия недостоверны по трофическому спектру, элективности и длине добычи у особей *R. amurensis* одного года и старше (Боркин, Кузьмин, 1988). Перекрывание спектров питания достигает 0.70–0.98, половые различия по указанным параметрам у взрослых лягушек недостоверны, индекс сходства диет самцов и самок — 0.97. Суточный рацион *R. amurensis* в 1.44 раза превышает массу пищи, содержащуюся в желудке во время его максимального наполнения (Боркин, Кузьмин, 1988). Показано, что суточный рацион *R. amurensis* одного года и старше — 0.4–1.1 г. За лето одна лягушка длиной 37.5–46.5 мм потребляет 38.5–54.1 г добычи, особь длиной 54.4–57.9 мм — 48.2–100.7 г (Кузьмин, 1986). Полученный по результатам исследования вывод о большем накоплении МП самками *R. amurensis* следует считать предварительным, требующим проверки на более репрезентативных выборках.

Распространенность того или иного типа частиц может быть разной, в зависимости от источ-

ников поступления МП в водную среду и особенностей питания исследуемой группы организмов (Frank et al., 2020). В пробах взрослых особей *R. amurensis* доля волокон составила 84.6%. Участок, где отлавливали личинок и взрослых особей *R. amurensis*, находился в 1–1.5 км от берега оз. Байкал. Анализы проб воды из личиночных водоемов на наличие частиц МП отсутствуют. Однако уровень загрязнения МП временных пойменных водоемов дельты р. Голоустная, впадающей в оз. Байкал, можно оценить по состоянию его прибрежной зоны в районе исследования. Ежегодный отбор траловых проб в поверхностных водах оз. Байкал рядом с населенным пунктом Большое Голоустное показал, что средняя концентрация МП за период с 2017 по 2021 гг. увеличилась в 1.5 раза (Ильина и др., 2021; Колобов, Таланина, 2022). Обнаруженный МП был разделен на две морфологические группы — микрочастицы и микроволокна. Если основная причина образования микрочастиц — разрушение пластиковых изделий (например, упаковки), то причина появления волокон в большинстве случаев — поступление хозяйственно-бытовых стоков после стирки синтетической одежды (Ziajahromi et al., 2016; Vassilenko et al., 2021). В 2021 г. в прибрежной зоне оз. Байкал близ поселка встречаемость микроволокон оказалась в 3.9 раза выше, чем микрочастиц (Колобов, Таланина, 2022).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе исследования ЖКТ *R. amurensis* частицы МП обнаружены у 83% особей сибирской лягушки в возрасте от 1+ до 4+ лет. В ЖКТ взрослых особей *R. amurensis* МП представлен микросферами, микропленками, фрагментами неправильной формы, но преобладают микроволокна (84.6%). Размеры частиц МП колеблются от 0.3 до 5 мм. Среднее количество частиц составило 3.5 ± 3.6 на особь лягушки с разбросом от 0 до 11.6 частиц. Наибольшее количество МП на особь приходится в виде волокон, меньше в 1.3 раза — пленок и 2.6 раза — сфер и фрагментов. В период наземной активности *R. amurensis* уровень накопления МП не зависит от возраста самцов и самок. Широкий размах индивидуальной изменчивости по уровню накопления МП в ЖКТ связан с питанием, зависящим от суточной и сезонной активности взрослых особей *R. amurensis* и их жертв, определяется микростациальными особенностями пойменного участка, влиянием комплекса экологических факторов. Аккумуляция и передача МП по пищевым цепям происходит не только на суше, но в период нахождения *R. amurensis* в зимовальных водоемах. Отсутствие МП в личинках *R. amurensis* в значительной степени обусловлено низкой продуктивностью временных мелких водоемов выплода поймы р. Голоустная. Наличие МП в ЖКТ взрослых особей сибирской лягушки может быть индикатором загрязнения долины и устья р. Голоустная, включая побережье оз. Байкал.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Дополнительные материалы размещены в электронном виде по DOI статьи: 10.31857/S0320965224020118

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы благодарят Ю.А. Рогачеву (Томский государственный университет) за неоценимую техническую помощь при выполнении исследования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование выполнено при поддержке Программы развития Томского государственного университета (Приоритет–2030), проект № 2.2.3.22 ОН.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Боркин Л.Я., Кузьмин С.Л. 1988. Земноводные Монголии: видовые очерки // Земноводные и пресмыкающиеся МНР. Общие вопросы. Земноводные. М.: Наука. С. 30.

Гаранин В.И. 1983. Земноводные и пресмыкающиеся Волжско-Камского края. М.: Наука.

Гаранин В.И., Даревский И.С. 1987. Программа изучения амфибий и рептилий в заповедниках // Амфибии и рептилии заповедных территорий. М.: Б.и. С. 5.

Дабагян Н.В., Слепцова Л.А. 1975. Травяная лягушка // Объекты биологии развития. М.: Наука. С. 442.

Ильина О.В., Колобов М.Ю., Ильинский В.В. 2021. Пластиковое загрязнение поверхностных вод среднего и южного Байкала // Водн. ресурсы. № 1. С. 42. https://doi.org/ 10.31857/S0321059621010181

Колобов М.Ю., Таланина Е.Б. 2022. Многолетняя динамика содержания микропластика в поверхностных водах озера Байкала // Матер. I Всерос. конф. с междунар. участием по загрязнению окружающей среды микропластиком “MicroPlasticsEnvironment-2022” (MPE-2022), 02–06 августа 2022 г., п. Шира, Хакасия. Томск: Издательский Дом Томск. гос. ун-та. С. 53.

Кузьмин С.Л. 1986. Экология и биоценотическая роль сибирской лягушки (*Rana amurensis* Pall.) в Монголии // Герпетологические исследования в Монгольской Народной Республике. М.: Ин-т эвол. морфологии и экологии животных им. А.Н. Северцова АН СССР. С. 22.

Кузьмин С.Л. 2012. Земноводные бывшего СССР. М.: Тов-во науч. изданий КМК.

Куранова В.Н. 1977. Экология сибирской лягушки в Томской области // Вопр. герпетологии. Л.: Наука. С. 127.

*Куранова В.*Н., *Ярцев В.В.* 2020. Биоразнообразие Томского Приобья. Земноводные и пресмыкающиеся. Томск: Издательский Дом Томск. гос. ун-та.

Куранова В.Н., Рогачева Ю.А., Франк Ю.А. 2021. Микропластик в личинках земноводных // Вопр. герпетологии. М.: Тов-во науч. изданий КМК. С. 154.

Куранова В.Н., Рогачева Ю.А., Рахматуллина С.Н., Франк Ю.А. 2022. Потребление микропластика сибирской лягушкой *Rana amurensis* Boulenger, 1886 в Западном Прибайкалье на разных стадиях онтогенеза // Матер. I Всерос. конф. с междунар. участием по загрязнению окружающей среды микропластиком "MicroPlasticsEnvironment-2022" (MPE-2022), 02-06 августа 2022 г., п. Шира, Хакасия. Томск: Издательский Дом Томск. гос. ун-та. С. 67.

Моткова М.Ю. 1977. О питании и экологии личинок бесхвостых амфибий // Вопр. герпетологии. Л.: Наука. С. 148.

Моткова М.Ю., Гаранин В.И. 1987. Роль личинок бесхвостых амфибий в трофических цепях пресных водоемов. Казань: Изд-во Казан. ун-та. С. 33.

Пикулик М.М. 1985. Земноводные Белоруссии. Минск: Наука и техника.

Саванина Я.В., Барский Е.Л., Фомина И.А., Лобакова Е.С. 2019. Загрязнение водной среды микропластиком: воздействие на биологические объекты, очистка // ИТНОУ: Информационные технологии в науке, образовании и управлении. № 2. С. 54.

Садретдинов С.С., *Казакова Е.В.* 2019. Влияние микропластика на организм животных и человека // Научный альманах. № 5(2). С. 176.

Смирина Э.М. 1989. Методика определения возраста амфибий и рептилий по слоям в кости // Руководство по изучению земноводных и пресмыкающихся. Киев: Наук. думка. С. 144.

Тропина М.Г. 2021. К морфологии, распространению и экологии бурых лягушек Западного Прибайкалья // Байкальский зоол. журн. № 1(29). С. 52.

Чеботина М.Я., Гусева В.П., Берзин Д.Л. и др. 2022. Накопление микроэлементов в озерной лягушке *Pelophylax ridibundus* из водоемов-охладителей Среднего Урала // Биология внутр. вод. № 2. С. 192. https://doi.org/10.31857/S032096522202004X

Al-Jaibachi R., Cuthbert Ross N., Callaghan A. 2018. Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics // Biol. Letters. № 14(9). P. 34.

Boyero L., López-Rojo N., Bosch J. et al. 2020. Microplastics impair amphibian survival, body condition and function // Chemosphere. V. 244. P. 125500. https://doi.org/10.1016/j. chemosphere.2019.125500

Britta R. Baechler, Elise F. Granek, Matthew V. Hunter et al. 2020. Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability // Limnol., Oceanogr. Letters. № 5. P. 5. https://doi.org/10.1002/lol2.10124

da Costa Araújo A.P., Silva de Melo N.F., Gonçalves de Oliveira Junior A. et al. 2020. How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri* // J. Hazard Materials. V. 382. P. 121066. https://doi.org/ 10.1016/j.jhazmat.2019.121066

D´ Souza J.M., Windsor F.M., Santilla D. et al. 2020. Food web transfer of plastics to an apex riverine predator // Global Change Biol. № 26. P. 3846. https://doi.org/10.1111/gcb.15139

Exbrayat J.M. 2013. Classical methods of visualization // CRC Press Taylor and Francis GrouP. P. 3. https://doi.org/10.1201/B14967

Jahan S., Strezov V., Weldekidan H. et al. 2019. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in aseaport environment of the eastern coast of Australia // Sci. Total Environ. V. 695. P. 133924. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924

Harris Lynda S.T., Carrington E. 2019. Impacts of microplastic vs. natural abiotic particles on the clearance rate of a marine mussel // Limnol., Oceanogr. Letters. № 5. P. 66. https://doi.org/10.5061/dryad.vn92f3j

Hemelaar A.S.M. 1985. An improved method to estimate the number of year rings resorbed in phalanges of *Bufo bufo* (L.) and its application to populations from different latitudes and altitudes // Amphibia-Reptilia. P. 323.

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification // Environ. Sci. Technol. V. 46. P. 3060. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hu L., Lewis A.M., Ferguson P.L. et al. 2020. Chronic microfiber exposure in adult Japanese medaka (*Oryzias latipes*) // PLoS ONE. № 15(3). P. 48. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229962

Cowger W., Gray A.B., Eriksen M. et al. 2019. Evaluating wastewater effluent as a source of microplastics in environmental samples // Microplastics in Water and Wastewater. London: IWA Publ. P. 109. https://doi.org/10.2166/9781789060034_0109

Frank Yu.A., Vorobiev E.D., Babkina I.B. et al. 2020. Microplastics in fish gut, first records from the Tom River in West Siberia, Russia // Вестн. Томск. гос. ун-та. Биология. № 52. С. 130. https://doi.org/10.17223/19988591/52/7

Frank Y., Vorobiev D., Mandal A. et al. 2023. Freshwater Fish Siberian Dace Ingest Microplastics in the Remote Yenisei Tributary // Toxics. V. 1. № 38. https://doi.org/ 10.3390/toxics11010038

Frias J.P.G.L., Nash R. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition // Mar. Pollut. Bull. № 138. P. 145. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022.

Gosner K.L. 1960. A Simplified Table for Staging Anuran Embryos and Larvae with Notes on Identification // Herpetologica. V. 16. № 3 (SeP. 23). P. 183.

Isaak M.N., Kandasubramanian B. 2021. Effect of microplastics in water and aquatic systems // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. № 2. P. 19544. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2

Kolenda K., Kuśmierek N., Pstrowska K. 2020. Microplastic ingestion by tadpoles of pond-breeding amphibians — first results from Central Europe (SW Poland) // Environ. Sci. Pollut. Res. V. 27. P. 33380. https://doi.org/10.1007/ s11356-020-09648-6

McNeish R.E., Kim L.H., Barrett H.A. et al. 2018. Microplastic in riverine fish is connected to species traits // Scientific Reports. V. 8. P. 11639. https://doi.org/10.1038/ s41598-018-29980-9

Rochman C., Tahir A., Williams S. et al. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption // Sci. Reports. V. 5. P. 14340. https://doi.org/10.1038/srep14340

Rochman C.M., Hoellein T. 2020. The global odyssey of plastic pollution. Thinking big about small particles reveals new features of the microplastic cycle // Science. V. 368. P. 1184. https://doi.org/10.1126/science.abc4428

Simakova A., Varenitsina A., Babkina I. et al. 2022. Ontogenetic transfer of microplastics in Bloodsucking Mosquitoes *Aedes aegypti* L. (Diptera: Culicidae) is a potential pathway for particle distribution in the environment // Water. V. 14. № 12. P. 1852. https://doi.org/10.3390/w14121852

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell P. 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? // Science. V. 304. P. 838. https://doi.org/10.1126/science.1094559

Vassilenko E., Watkins M., Chastain S. et al. 2021. Domestic laundry and microfiber pollution: Exploring fiber shedding from consumer apparel textiles // PLoS ONE. V. 16. № e0250346. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250346

Waddell E.N., Lascelles N., Conkle J.L. 2020. Microplastic contamination in Corpus Christi Bay blue crabs, *Callinectes sapidus* // Limnol., Oceanogr. Letters. № 5. P. 92. https://doi.org/10.1002/lol2.1014

Ziajahromi S., Neale P.A., Leusch F.D.L. 2016. Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: Review of the 432 fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms // Water Sci. Technol. V. 74. P. 2253. https://doi.org/433 10.2166/wst.2016.414

Accumulation of microplastics by the Siberian frog *Rana amurensis* (Anura, Amphibia) in the West Baikal region

V. N. Kuranova[1, *], Y. A. Frank[1], S. N. Rakhmatullina[1], L. A. Epova[2]

[1]*Tomsk State University, Tomsk, Russia*

[2]*Federal State Budgetary Institution "Reserved Baikal Region", Irkutsk, Russia*

[*]*e-mail: kuranova49@mail.ru*

The results of the quantitative assessment of the microplastics (MPs) content in the Siberian Wood Frog (*Rana amurensis*) larvae and gastrointestinal tract (GIT) of adults from the floodplain of the Goloustnaya River flowing into Baikal Lake are presented. MP particles were found in the GITs of 83% (n = 18) of Siberian Wood Frogs aged 1+ to 4+. In the GITs of *R. amurensis* adults, MP particles were represented by microfibers (84.6%), microspheres (6.2%), microfilms (6.2%), and irregularly shaped fragments (3.0%). The sizes of MPs range from 0.3 to 5 mm. The average number of particles in frog' GITs was 3.5 ± 3.6 per individual, with a spread from 0 to 11.6 particles. No significant correlations were found between the level of MP accumulation and the age of individuals of different sexes. No MP were found in *R. amurensis* larvae (n = 120), which is largely due to the low productivity of temporary shallow breeding water bodies in the floodplain of the Goloustnaya River, which are experiencing powerful anthropogenic pressure (transport, grazing, hay harvesting). The detection of MP in the GITs of adult Siberian Wood Frogs indirectly indicates contamination of the valley and the mouth of the Goloustnaya River, including the coast of the Baikal Lake. The data obtained in this study are the first evidence of the presence of MP in amphibians in the Russian Federation.

Keywords: microplastics, amphibian larvae and adults, *Rana amurensis,* gastrointestinal tract, Western Baikal region

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 335–347

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

УДК 574.64+504.064.3

РАННЕЕ ОБНАРУЖЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МИКРОПЛАСТИКАМИ ПО ИЗМЕНЕНИЮ ФОТОТАКСИСА ПРЕСНОВОДНОГО МЕЗОЗООПЛАНКТОНА НА ПАРНУЮ ФОТОСТИМУЛЯЦИЮ

© 2024 г. В. В. Демин[a], Ю. Н. Моргалев[b], С. Ю. Моргалев[b, *], Т. Г. Моргалева[b], А. Ю. Давыдова[a], И. Г. Половцев[a], О. В. Кондратова[b], А. А. Косякова[b], А. К. Мостовая[b]

[a]*Национальный исследовательский Томский государственный университет, Томск, Россия*
[b]*Центр биотестирования безопасности нанотехнологий и наноматериалов, Национальный исследовательский Томский государственный университет, Томск, Россия*
[*]*e-mail: S.morgalev@gmail.com*

Поступила в редакцию 06.12.2022 г.
После доработки 28.07.2023 г.
Принята к публикации 24.08.2023 г.

В условиях лабораторного эксперимента установлено, что реакции *Daphnia magna* Straus и *Daphnia pulex* Leydig, 1860 на фотостимуляцию зависят от интенсивности привлекающего света. Это затрудняет индикацию появления или изменения концентрации поллютанта. Вариабельность поведенческой реакции связана с нелинейным ответом планктонных ансамблей на интенсивность фотостимула. По мере увеличения интенсивности освещения вариабельность фототропной реакции проходила фазы возрастания, снижения и относительной стабилизации. В работе предложена модификация метода фотостимуляции — применение парной фотостимуляции, заключающейся в двух последовательных воздействиях возрастающей интенсивности. Первый стимул стабилизирует поведенческий ответ, а прирост реакции на второй стимул позволяет более точно оценить реактивность планктонного ансамбля. Показана высокая достоверность и повышенная чувствительность данного метода обнаружения контаминации среды микропластиком по сравнению с методом одиночной фотостимуляции или традиционного биотестирования по гибели тест-организмов.

Ключевые слова: микропластик, зоопланктон, поведенческая реакция, парная фотостимуляция, погружная голографическая камера

DOI: 10.31857/S0320965224020122 **EDN:** xsskun

ВВЕДЕНИЕ

Хотя использование пластиковых материалов принесло огромные социальные выгоды, “пластиковый век” наступил с большими проблемами (Wagner et al., 2014). Одна из новых проблем, вызывающих все большую озабоченность, — накопление пластика в морских и пресноводных экосистемах. Особую тревогу вызывает огромное количество микропластика (частицы от 1 мкм до 5 мм), плавающего на поверхности океана (Jambeck et al., 2015; Wagner, Lambert, 2018), которое в настоящее время оценивается от десятков до сотен тысяч тонн (Weiss et al., 2021; Pedrotti et al., 2022). Считается, что большая часть морского микропластика (mPl), поступает из наземных источников, включая поверхностные воды рек, озер и водохранилищ (Ильина и др., 2021; Ivanova et al., 2021; Frank et al., 2021; Lisina et al., 2021; Weiss et al., 2021; Pedrotti et al., 2022; Nava et al., 2023).

Микропластик представляет собой гетерогенный класс загрязняющих веществ с широким спектром действия. Разнообразные характеристики микропластика (тип материала, размер частиц и форма частиц) делают их потенциально доступными для широкого круга нейстонных (плавучие материалы, плотность <1 г/см^3), пелагических (материалы во взвешенном состоянии) и бентосных видов (осадочные материалы плотностью >1 г/см^3) (Scherer et al., 2018). Это позволяет микропластику легче проникать в водные пищевые сети, чем более крупным частицам.

Известно, что широкий спектр организмов, включая зоопланктон (ракообразных *Daphnia magna* Straus, 1820; *Gammarus pulex* L., 1758; *Notodromas monacha* O. F. Müller, 1776 и брюхоногих моллюсков *Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray, 1843), рыб и китообразных, способен поглощать микропластик. Считается, что коловратки, кладоцеры и мидии особенно склонны к проглатыва-

нию микропластика, поскольку обычно питаются взвешенными твердыми частицами. Например, коловратки (*Anuraeopsis fissa* Gosse, 1851) и кладоцеры (*Daphnia* sp.) могут охотно питаться пластиковыми шариками (Cózar et al., 2014; Van Sebille et al., 2015). Фильтраторы (например, дафниды) используют развитый фильтрационный аппарат для фильтрации взвешенных частиц, а копеподы активно захватывают и перерабатывают взвешенные частицы модифицированными придатками (Wagner et al., 2014).

При попадании в организм микропластик может оказывать разнообразное негативное воздействие на водные организмы в виде физических и/или химических повреждений (Wagner et al., 2014; Wagner, Lambert, 2018). К настоящему времени исследования потенциальных неблагоприятных последствий, вызванных воздействием микропластика, по сравнению с морскими видами, для пресноводных организмов немногочисленны, и в основном проведены на фильтраторах *Daphnia magna* (Besseling et al., 2014; Ogonowski et al., 2016; Rehse et al., 2016), амфиподах *Hyalella azteca* Saussure, 1858 (Au et al., 2015) и *Gammarus pulex* L., 1758 (Weber et al., 2018), пресноводных улитках *Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray, 1843 (Romero-Blanco et al., 2021), а также нескольких рыбах (Karami et al., 2016; Lu et al., 2016; Rochman et al., 2013). В то время как имеющиеся исследования показывают, что широкий спектр водных таксонов подвержен неблагоприятным последствиям проглатывания микропластика, токсикологические последствия для пресноводных видов почти не изучены.

Исследования на морских видах показали недостаток питательных веществ, вызванный интенсивным поглощением микропластика, заменяющим часть естественного рациона (Cole et al., 2015; Phuong et al., 2016; Welden, Cowie, 2016). Кроме того, обнаружены дополнительные эффекты, связанные с питанием: закупорка и повреждение желудочно-кишечного тракта (Wright et al., 2013), воспалительные реакции (Von Moos et al., 2012) и десорбция ксенобиотиков (Browne et al., 2013). Значительное сокращение потребления водорослей морскими веслоногими рачками *Centropages typicus* при воздействии микропластика влияет на рост и развитие плодовитость и выживаемость организмов (Svetlichny et al., 2021).

При длительном воздействии микропластиком нарушается динамика размножения и выживание популяции (Browne et al., 2015), что может иметь серьезные последствия для пищевых цепочек, поскольку фильтраторы находятся в основе пищевых цепей и, в конечном итоге, привести к нарушению экологического баланса (Li et al., 2016).

Имеются данные, что негативное воздействие на водные организмы усугубляется способностью частиц микропластика сорбировать широкий спектр стойких органических загрязнителей и микроэлементов из окружающей среды. В обзорной работе (Сапрыкин, Самойлова, 2021) дан подробный анализ многочисленных лабораторных исследований о негативных последствиях воздействия химических веществ, связанных с микропластиком, — вызывают клеточную токсичность, отрицательно влияют на популяции рыб, энергетические запасы прибрежных крабов, скорость метаболизма и выживаемость азиатских зеленых мидий, а также на рост, развитие и выживаемость дафний.

Имеются данные о положительной корреляции между обилием микропластика в морской воде и общей численностью зоопланктона, особенно копепод (Vasilopoulou et al., 2021). Кроме того, фильтраторы более уязвимы для воздействия взвешенных микропластиков (Scherer et al., 2018), и их индивидуальное поведение может изменяться в ответ на загрязнители окружающей среды или стрессоры. Изменения в поведении — сигналы раннего предупреждения о последствиях, которые могут повлиять на всю экосистему, поскольку они связывают физиологические изменения в организмах и экологические процессы в системе (Wong, Candolin, 2015).

На фоне измененного физиологического состояния гидробионтов при воздействии загрязняющих веществ, в том числе микропластика (Mattsson et al., 2017), изменяется реакция эвригалинного зоопланктона на фотостимуляцию (Dyomin et al., 2020, 2021). Хотя механизм данного воздействия на зоопланктон до настоящего времени остается малоизученным, проведенные нами исследования показали, что парная фотостимуляция позволяет обнаруживать появление поллютантов в водной среде по поведенческим реакциям (Morgalev et al., 2022).

Современная тенденция в мониторинге мирового океана с использованием погружных приборов, осуществляющих регистрацию параметров поведенческих реакций автохтонных организмов в реальном масштабе времени *in situ,* обеспечивает высокую репрезентативность выборки и достоверную биоиндикацию (Dyomin et al., 2019а).

Созданное в Томском государственном университете оборудование (цифровые голографические камеры и гидробиологические зонды на их основе) (Dyomin et al., 2019б) обеспечивает измерение параметров отдельных частиц, но отличается от известных аналогичных устройств возможностью фотостимуляции аттракторным (привлекающим) излучением, вызывающим фототропную реакцию зоопланктона (Dyomin et al., 2020). Наряду с ранним обнаружением загрязнений пресноводных экосистем микропластиком, к числу преимуществ данного метода относится

оперативный контроль состояния природных водоемов, позволяющий зарегистрировать негативное воздействие на биоту поллютантов в низких концентрациях, которое, как правило, не удается обнаружить аналогичными устройствами и традиционными методами биоиндикации.

Цель работы — выявить возможность, особенности и условия использования метода парной фотостимуляции для раннего обнаружения контаминации акваторий микропластиком.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследуемые организмы. Исследования проведены с использованием двух видов пресноводного зоопланктона — ветвистоусых ракообразных (Cladocera) *Daphnia magna* и *Daphnia pulex*. Культура *D. magna* получена от ООО "Европолитест" (Россия). Особи *D. pulex* выделены из природной популяции в окрестностях г. Томск и адаптированы к лабораторным условиям в течение 8 мес. Введение диких видов в лабораторную культуру описано нами ранее (Dyomin et al., 2021). Содержание культур и эксперименты проводили в условиях, согласно рекомендациям методики (ISO 6341, 2012)[1]: температура 22 ± 2°C, pH 7.0–8.5, культивационная среда — вода питьевая (СанПиН 2.1.3684-21)[2], содержание O_2 6 мг/дм^3, фотопериод 12 ч свет/12 ч темнота.

Поллютанты. В качестве поллютантов использовали вещество с выраженной токсичностью — стандартный модельный токсикант $K_2Cr_2O_7$ (Merck KGaA, Germany), а также микропластик, изготовленный из материалов, биологически инертных в макроформе. Микропластик готовили по методике, разработанной в нашей лаборатории, из волокон тканых полипропиленовых мешков (ООО "Терра", Россия), состаренных в естественных условиях на протяжении 12 лет (Morgalev et al., 2022). Концентрацию и размер микрочастиц определяли на снимках, полученных с помощью конфокального микроскопа (Zeiss, LSM 780 NLO) при возбуждении лазером с длиной волны 405 нм. Автолюминесценция частиц микропластика исключает учет частиц из других материалов. В слоях размером 850 × 850 × 2.7 мкм (рис. 1а) частицы микропластика визуализировались как компактные группы с площадью 1÷25 пикселей (0.7÷19 мкм^2). Подсчитывали количество частиц с размерами <10 пикселей (диаметр круга с эквивалентной площадью ~4 мкм) и >10 пикселей (рис. 1б). Содержание в слое частиц размером <10 пикселей составило 15.4 ± 1.4 шт. и более крупного размера 6.7 ± 1.3 шт. (70 и 30% соответственно). Концентрация микропластика в полученной исходной суспензии составляла ~10^7 частиц/дм^3 (200 мг/дм^3).

Цифровая голографическая камера. Конструкция погружной цифровой голографической камеры (DHC) подробно описана ранее (Dyomin et al., 2020). DHC позволяет регистрировать голограммы контролируемого объема, который просвечивается лазерным пучком (рис. 2), с дальнейшим последовательным численным восстановлением изображений слоев среды с заданным шагом и исследованием частиц, находящихся в этих слоях. Использовали лазеры с длиной волны 532 нм для фотостимуляции двигательной активности планктона и 650 нм для регистрации голограмм. Длина волны аттракторного освещения для фотостимуляции близка к локальному максимуму спектра отражения микроводорослей — основного источника питания зоопланктона. Максимальная мощность излучения лазера на выходе из иллюминатора освещающего модуля (рис. 2) составляла 4 мВт и регулировалась изменением управляющего напряжения. Это создавало максимальную освещенность 4600 лк.

При проведении лабораторных экспериментов DHC помещали в емкость объемом 90 дм^3, заполненную 50 дм^3 исследуемой водной среды, что обеспечивало нахождение оптической части ниже уровня жидкости.

Принципы метода парной фотостимуляции. Использование фототропной реакции планктона в качестве индикатора воздействия, не вызывающего необратимых изменений планктонного сообщества, предполагает регистрацию динамики реакции на фотостимуляцию (ΔR) по сравнению с фоновой.

Стандартный способ измерения этого показателя — величина изменения реакции (количества рачков) на единицу прироста интенсивности освещения ($\Delta R/\Delta I$). Поскольку реакция биологических систем на возрастающий по интенсивности стимул отличается от линейной, в зависимости от интенсивности воздействия можно получить широкий спектр значения $\Delta R/\Delta I$. Кроме того, точность определения показателя $\Delta R/\Delta I$ снижается по нескольким причинам: ненулевая вариабельность поведенческой реакции планктона в фоне (межиндивидуальный разброс); повышение вариабельности поведенческой реакции в случае недостаточной интенсивности фотостимуляции, не приводящей к активации систем, обеспечивающих реализацию поведенческой

[1] ISO 6341:2012 "Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity test".

[2] СанПиН 2.1.3684–21 "Санитарно-эпидемиологические требования к содержанию территорий городских и сельских поселений, к водным объектам, питьевой воде и питьевому водоснабжению, атмосферному воздуху, почвам, жилым помещениям, эксплуатации производственных, общественных помещений, организации и проведению санитарно-противоэпидемических (профилактических) мероприятий".

реакции. Ранее проведенные лабораторные и полевые эксперименты показали, что один из вариантов выхода из данной ситуации — применение метода парной фотостимуляции (Morgalev et al., 2022). Первое, меньшее по интенсивности воздействие, активирует функциональную систему, ответственную за поведенческую реакцию (Anokhin, 1974), соответственно снижаются меж-

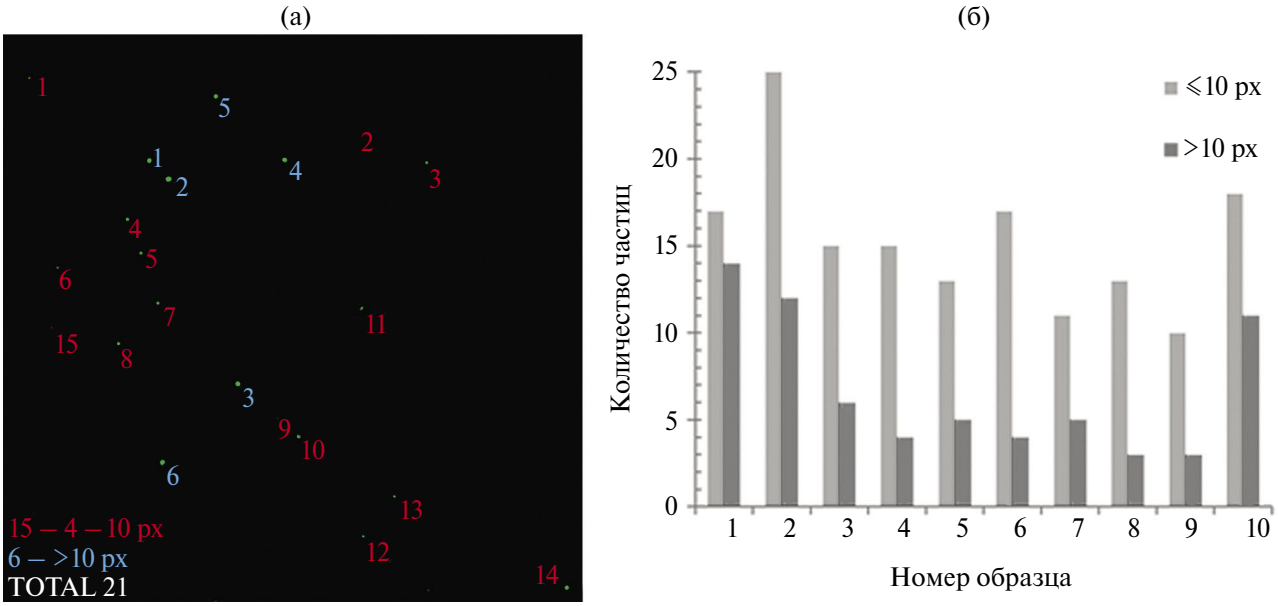

Рис. 1. Концентрация и размер микропластика: а — изображение частиц микропластика на снимке под конфокальным микроскопом (№ 1–15 размер ⩽10 px, и № 1–6 размер >10 px); б — на диаграмме содержание в образцах частиц размером ⩽10 пикселей и >10 пикселей

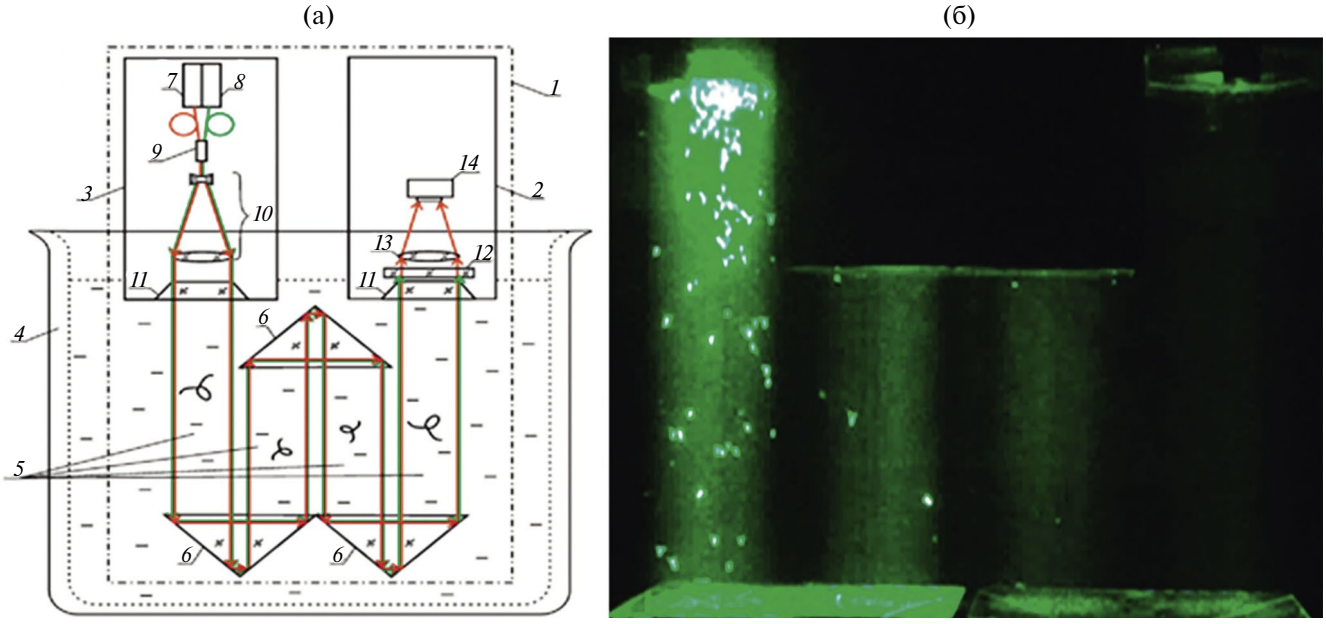

Рис. 2. Схема пучков, формирующих контролируемый объем для регистрации голограммы (а), фотография столбов света с гидробионтами (б). *1* – DHC, *2* – регистрирующий модуль DHC, *3* – освещающий модуль DHC, *4* – емкость с водой, *5* – контролируемый объем (РО), ограниченный пучками регистрирующего (красный) и аттракторного (зеленый) света, *6* – зеркально-призматическая система формирования рабочего объема, *7* – полупроводниковый лазерный диод (λ = 650 нм), *8* – полупроводниковый лазерный диод (λ = 532 нм), *9* – оптоволоконный мультиплексор, *10* – расширитель луча, *11* – иллюминаторы, *12* – селективный фильтр, *13* – принимающая линза, *14* – CMOS камера.

индивидуальный разброс и энтропия в системе (Morgalev, Morgaleva, 2007). Второе, более интенсивное воздействие, вызывает движение рачков со скоростью, соответствующей их физиологическому состоянию. Применение парной фотостимуляции существенно снижает ошибку экстраполяции и позволяет увеличить точность оценки степени воздействия на зоопланктон, в том числе степени токсического воздействия.

Дизайн эксперимента. В день эксперимента за 1 ч до начала синхронизированную односуточную культуру рачков кормили водорослями *Chlorella vulgaris* B. согласно прописи методики (ISO 6341, 2012). Через 1 ч в аквариум с камерой DHC переносили рачков в количестве 200 ± 10 экз., что соответствовало концентрации в естественных водоемах (4000 экз./м^3). Эксперименты проводили после адаптации рачков (через 1 ч) с регистрацией фототропной реакции в чистой (контроль) и контаминированной (опыт) среде в течение 3 ч.

Растворы или дисперсные суспензии поллютантов в культивационной воде вносили в объеме 0.5 дм^3.

Динамику фототропной реакции регистрировали в течение восьми циклов: первый цикл (фон) до введения культивационной воды (в контрольной серии) или поллютанта (в опытных сериях) и семь последовательных циклов через 10, 30, 60, 90, 120, 150 и 180 мин после внесения воды или поллютанта. Каждый цикл составлял 15-минутную непрерывную регистрацию 30 голограмм и был разделен на три равных 5-минутных интервала с регистрацией по 10 голограмм: без включения аттракторного освещения (I_0); при аттракторном освещении с интенсивностью I_1 (1150 лк); при последующей второй фотостимуляции с освещенностью I_2 (3450 лк). После каждого цикла (кроме второго) следовала 15-минутная пауза без освещения для восстановления численности рачков.

По результатам обработки десяти последовательно зарегистрированных голограмм вычисляли среднюю концентрацию рачков за время первой и второй ступени фотостимуляции (C_1 и C_2 соответственно), а также отношение прироста концентрации рачков при переходе от первой ко второй интенсивности к концентрации рачков во время второй интенсивности: $\Delta C/C_2 = (C_2 - C_1)/(C_2 \times 100$ п.п.).

Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Statistica v.10 (StatSoft, *I*nc, USA). После проверки на нормальность распределения по Shapiro–Wilk's W-test различия средних значений определяли по *t*-критерию Стьюдента для независимых переменных (двусторонний p-уровень).

Данные приведены в виде $M \pm m$, где m — стандартная ошибка среднего M.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пороговая интенсивность фотостимуляции для появления поведенческой реакции рачков. Рачки начинали собираться в освещенном столбе водной среды при мощности аттракторного излучения 200 ± 15 мкВт, что соответствовало 5% максимальной мощности излучения лазера. Стабильные результаты получены при аттракторном освещении с мощностью излучения ⩾20% максимальной мощности излучения лазера. Учитывая полученные данные, в дальнейших исследованиях применяли следующие градации освещенности: 25, 50, 75 и 100% максимальной, что соответствовало освещенности 1150 лк, 2300 лк, 3450 лк и 4600 лк соответственно. Важно подчеркнуть, что лазер с длиной волны 650 нм, используемый для регистрации голограмм, не вызывал сбора рачков даже при длительном непрерывном воздействии (15 мин), а длительность его включения в условиях эксперимента была ⩽50 мкс/мин.

Выбор параметров парной фотостимуляции. Для использования парной фотостимуляции необходимо определить способность ансамбля рачков перестраиваться за время действия второй экспозиции.

При ступенчато нарастающей по интенсивности пятиминутной фотостимуляции регистрировали ступенчатое нарастание концентрации рачков в контролируемом объеме (рис. 3а).

При отсутствии аттракторного освещения (фон) почти все рачки находились вне наблюдаемых столбов водной среды, и их концентрация в рабочем объеме (C) в среднем за 5 мин была 0.1 ± 0.1 экз./дм^3. После включения аттракторного освещения с интенсивностью 25% максимальной мощности излучения лазера в освещенных столбах водной среды фиксировали единичные особи (C = 0.6 ± 0.4 экз./дм^3). Начиная с освещенности 50%, отмечали выраженный положительный фототаксис рачков, их концентрация существенно возрастала (C = 5.0 ± 1.2 экз./дм^3 (p = 0.001, df = 18)), достигая при интенсивности освещения 75 и 100% C = 14.0 ± 1.4 экз./дм^3 (p <0.0001, df = 18) и C = 24.6±1.4 экз./дм^3 (p <0.0001, df = 18) соответственно. Следует отметить, что с возрастанием интенсивности аттракторного освещения снижается вариабельность концентрации рачков со 100% в фоне до 6 при максимальной освещенности.

При ступенчатом нарастании интенсивности фотостимуляции с пятиминутными перерывами между каждым пятиминутным освещением аттракторным светом не происходило полного восстановления концентрации рачков в периоды отсутствия аттракторного освещения (рис. 3б).

Степень восстановления концентрации рачков зависела от интенсивности аттракторного

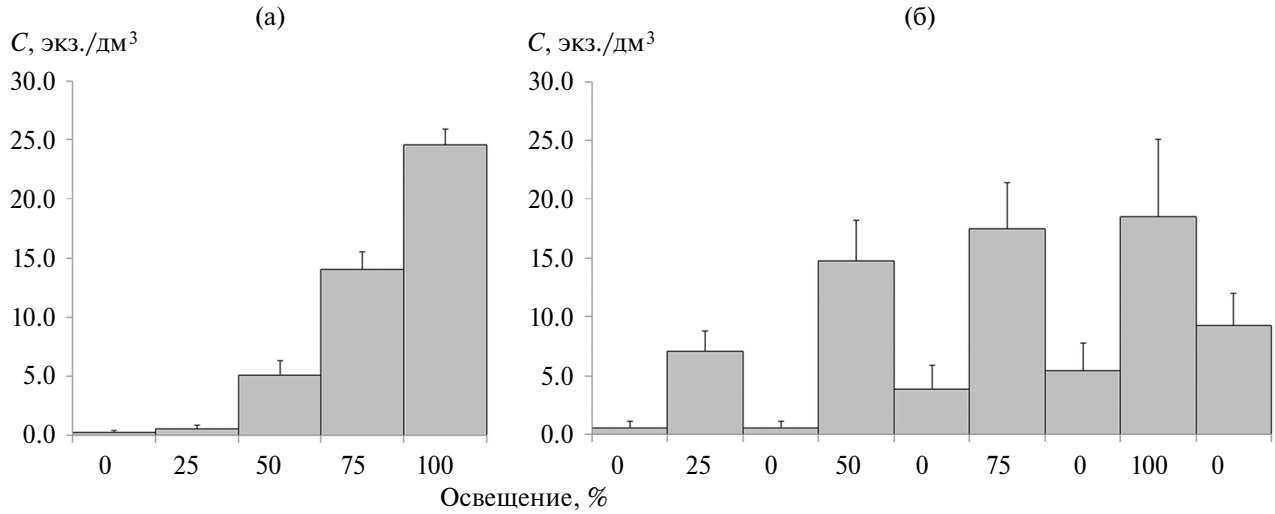

Рис. 3. Концентрация рачков (экз./дм^3) при ступенчатом непрерывном (а) и ступенчатом прерывистом (б) нарастании интенсивности аттракторного освещения (I, % от максимального).

освещения. При интенсивности аттракторного света 25% максимально возможной для данного лазера, концентрация рачков за 5-минутный перерыв снижалась на 92.3% среднего значения в период фотостимуляции, при интенсивности 50% — на 74.1%, при 75 – на 68.7. После фотостимуляции с интенсивностью 100% в зоне регистрации оставалось 50% рачков, т.е. в перерывах происходит рассредоточение части рачков из зоны регистрации. Поэтому целесообразно предъявлять вторую по интенсивности фотостимуляцию непосредственно после действия первой, без перерыва между ними.

Для выбора интенсивности первой ступени фотостимуляции (I_1) определяли порог фототаксиса рачков в интервале аттракторного освещения 5–50% максимальной мощности с шагом нарастания 5%. В диапазоне выше пороговой определяли интенсивность, при которой происходит локальное снижение коэффициента вариации концентрации рачков. Это значение использовали как I_1.

При различных сочетаниях интенсивности аттракторного освещения первой и второй ступеней парной фотостимуляции уровень прироста реакции различен. Наибольший относительный прирост концентрации рачков (211 ± 27%) наблюдали при сочетании уровня освещенности 25–75% (рис. 4).

Выявлены следующие особенности в поведенческих реакциях рачков: максимальный прирост концентрации рачков в ответ на вторую фотостимуляцию был при сочетании интенсивности аттракторного освещения первой и второй ступеней парной фотостимуляции 25–75% максимальной интенсивности; восстановление исходного состояния ансамбля рачков происходило за >10 мин, поэтому минимальный промежуток времени до следующего тестирования должен превышать 15 мин.

С учетом полученных данных разработана схема последующих серий экспериментов.

Реакция на нарастающую концентрацию модельного токсиканта $K_2Cr_2O_7$. После регистрации параметров фототаксиса в фоне, поэтапно, через каждые 30 мин повышали концентрацию токсиканта до 0.06 мг/дм^3, 0.12 мг/дм^3 и 0.24 мг/дм^3. Время воздействия поллютанта при каждой концентрации было 30 мин.

Снижение концентрации рачков *Daphnia magna* в контролируемом объеме происходило при фотостимуляции как низкой интенсивности, так и высокой (рис. 5). Однако эти изменения концентраций рачков были недостоверными из-за большой вариабельности значений. Результирующая модель множественной регрессии при освещении I_1 = 1150 лк (25% максимальной) и I_2 = 3450 лк (75% максимальной):

$$T_{окс} = 2.51 \cdot \Delta C - 1.60 \cdot C_1 - 0.37 \cdot \Delta C/C_2 + 17.32,$$

где $T_{окс}$ — произведение концентрации на время действия токсиканта, $\Delta C = C_2 - C_1$ – разница концентрации рачков (экз./дм^3) за 5 мин фотостимуляции при второй и первой интенсивности фотостимуляции, C_1 – концентрация рачков (экз./дм^3) за 5 мин фотостимуляции с интенсивностью I_1, C_2 – концентрация рачков (экз./дм^3) за 5 мин фотостимуляции с интенсивностью I_2, $\Delta C/C_2$ – отношение ΔC к концентрации при второй интенсивности, объясняет связь с предикторами на 74% (adjusted R^2 = 0.74) с точностью 0.55 (p <0.0001). Это позволило отказаться от скоростных характеристик перемещения рачков.

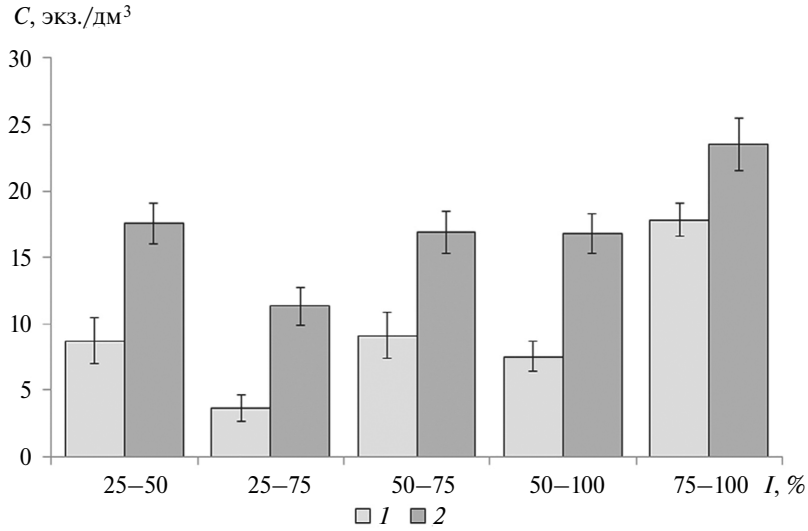

Рис. 4. Концентрация рачков (C, экз./дм^3) в зависимости от соотношения интенсивности аттракторного освещения (I, % максимальной) при первой (*1*) и второй (*2*) ступенях парной фотостимуляции.

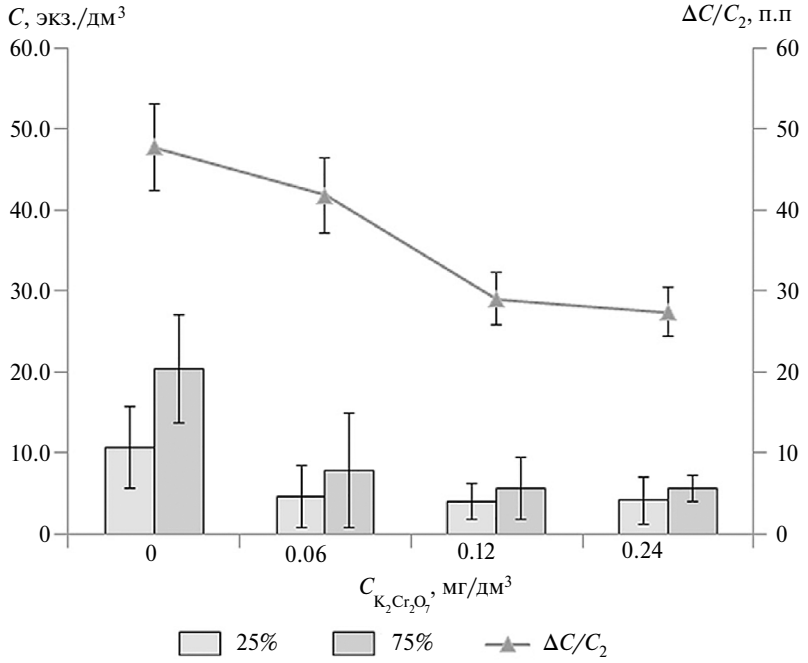

Рис. 5. Зависимость концентрации рачков (C, экз./дм^3) и прироста их концентрации ($\Delta C/C_2$, п.п.) при парной фотостимуляции от концентрации токсиканта $C_{K_2Cr_2O_7}$, /3.

Показатель $\Delta C/C_2$ градуально снижался по мере нарастания концентрации токсиканта, т.е. наблюдали угнетение фототропной реакции. Достоверное снижение этого показателя (с 48.0 ± 5.3 п.п. в фоне до 29.0 ± 3.2 п.п., $p < 0.0001$, $df = 18$) происходило при концентрации токсиканта 0.12 мг/дм^3.

Динамика фототаксиса при экспозиции планктона в контаминированных средах. Моделирование различной токсичности среды может осуществляться двумя способами: увеличением концентрации токсиканта или увеличением времени нахождения рачков в среде с его неизменной концентрацией.

Контрольная серия (внесение культивационной воды). Предварительное исследование показало, что внесение 0.5 дм^3 культивационной воды без поллютанта не приводило к достоверному изменению показателей, в том числе показателя $\Delta C/C_2$.

Контаминация бихроматом калия. Внесение бихромата калия в количестве, создающем в аквариуме концентрацию 0.12 мг/дм^3, приводило к изменению показателя $\Delta C/C_2$ рачков *D. magna* (рис. 6а): до внесения поллютанта значение $\Delta C/C_2$ было 86 ± 12 п.п.; после внесения наблюдали увеличение вариабельности показателя и только через 120 мин он достоверно снижался до 56 ± 7 п.п. (p = 0.04, df = 18). Дальнейшее снижение достигало 48 ± 5 п.п. (p = 0.009, df = 18) через 150 мин и 53 ± 6 п.п. (p = 0.02, df = 18) до 180 мин. Таким образом, этот показатель фототаксиса отражал нарастание кумулятивной дозы токсиканта.

У *D. pulex* динамика показателя $\Delta C/C_2$ носила более сложный характер. При фоновом значении 51 ± 4 п.п., показатель снижался до 36 ± 5 п.п. (p = 0.03, df = 18) через 60 мин, и почти не изменялся до 120 мин. Далее значение $\Delta C/C_2$ повышалось до начального уровня (рис. 6б).

Контаминация микропластиком. Частицы микропластика в концентрации 5·10^5 ед./дм^3 (0.5 мг/дм^3) приводила к разнонаправленному изменению показателя $\Delta C/C_2$ рачков *D. magna* (рис. 6а). До внесения поллютанта значение $\Delta C/C_2$ достигало 67 ± 4 п.п. После внесения поллютанта этот показатель снижался до 51 ± 3 п.п. (p = 0.004, df = 18) через 60 мин и до 48 ± 4 п.п. (p = 0.003, df = 18) через 90 мин. Через 1.5 ч происходило увеличение показателя через 120 мин до 64 ± 6 п.п. (p = 0.68, df = 18) и дальнейшее снижение до 59±5 п.п. (p = 0.2, df = 18) к через 150 мин и до 48±6 п.п. (p = 0.017, df = 18) через 180 мин. Таким образом, как и при действии бихромата калия, показатель фототаксиса отражал возрастание кумулятивной дозы поллютанта.

Внесение микропластика приводило к разнонаправленному изменению $\Delta C/C_2$ у рачков *D. pulex* (рис. 6б). После внесения поллютанта, после недостоверного повышения до 74 ± 5 п.п. (p = 0.01, df =18) на десятой минуте, показатель снижался до 51 ± 6 п.п. (p = 0.001, df = 18) через 60 мин; до 49 ± 5 п.п. (p = 0.002, df = 18) через 90 мин и до 48 ± 4 п.п. (p = 0.001, df = 18) через 120 мин. После этого наблюдался подъем показателя до 67 ± 8 п.п. (p = 0.46, df = 18) через 150 мин и до 68 ± 12 п.п. (p <0.65, df = 18) через 180 мин. Изменение показателя C/C_2 происходило аналогично его изменению при контаминации бихроматом калия.

Следует отметить, что по результатам данных, полученных с помощью DHC, после внесения микропластика в ответ на фотостимуляцию наблюдали различную динамику численности рачков *D. magna* и *D. pulex* (рис. 7). Если за время пребывания в контаминированной среде в контролируемом DHC объеме концентрация

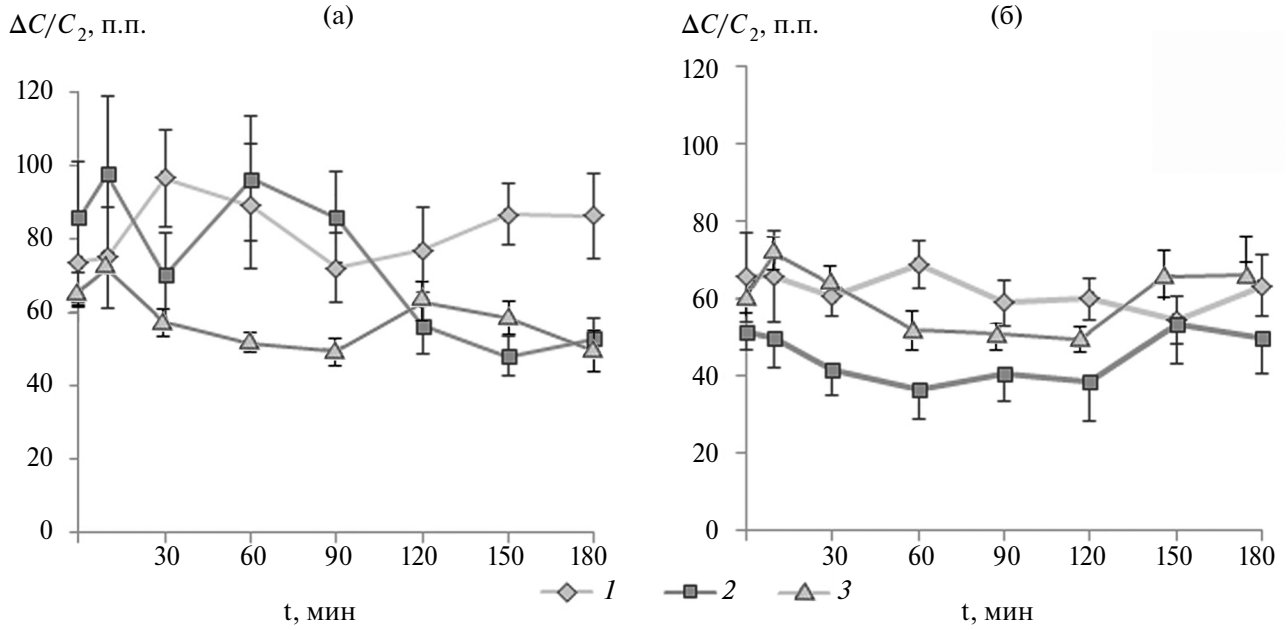

Рис. 6. Динамика показателя $\Delta C/C_2$ рачков *Daphnia magna* Straus (а) и *Daphnia pulex* (б) при внесении культивационной воды (*1*) и $K_2Cr_2O_7$ (*2*) и микропластика (*3*).

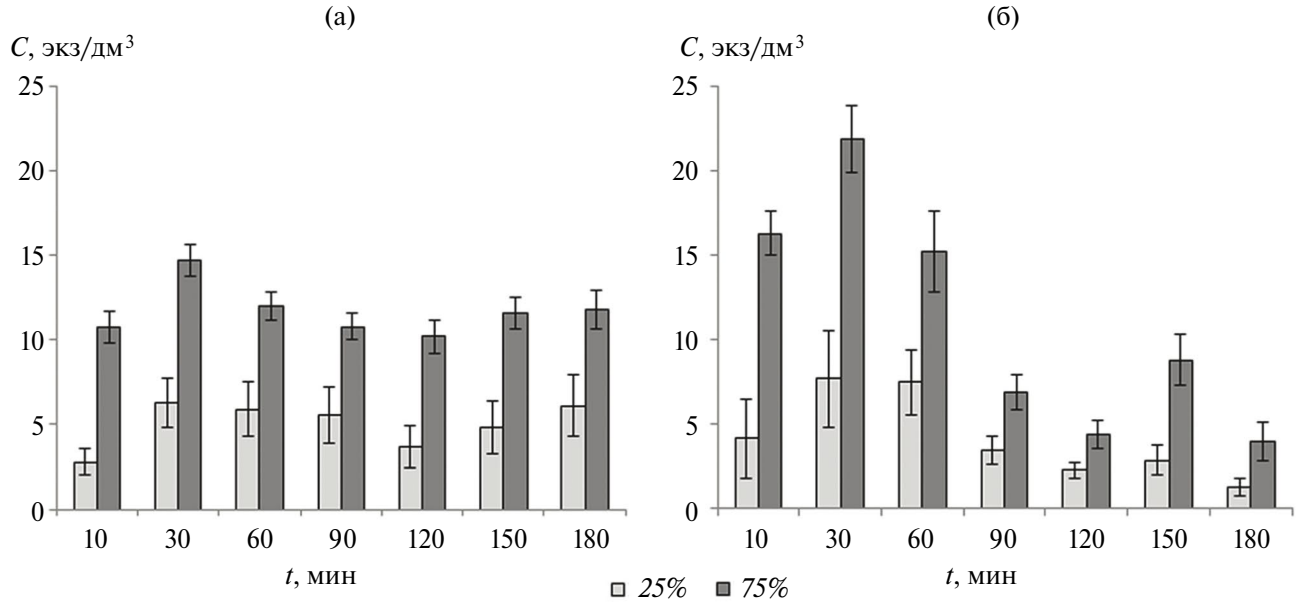

Рис. 7. Динамика концентрации *D. magna* (а) и *D. pulex* (б) в среде, контаминированной микропластиком.

D. magna на первой и второй ступенях фотостимуляции оставалась приблизительно постоянной (5.1 ± 0.5 экз./дм^3 и 11.7 ± 0.5 экз./дм^3 соответственно), то концентрация *D. pulex* снижалась на первой ступени с 7.7 ± 2.9 экз./дм^3 (30 мин) до 1.3 ± 0.6 экз./дм^3 (180 мин), и на второй ступени — с 21.9 ± 2.0 экз./дм^3 (30 мин) до 4.0±1.2 экз./дм^3 (180 мин).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В доступной нам литературе отсутствуют данные об использовании парной фотостимуляции при биоиндикации загрязнения водных экосистем. Однако имеются многочисленные данные о светозависимой миграции зоопланктона (Overholt et al., 2016; Kim et al., 2018; Colangeli et al., 2019; Moeller et al., 2019; Simão et al., 2019; Sha et al., 2021). Причем эта миграция меняется вплоть до инверсии знака фототаксиса при контаминации водной среды (Maher et al., 2014; Colangeli et al., 2019; Simão et al., 2019; Bedrossiantz al., 2020; Sha et al., 2021), в том числе фотореактивными частицами, такими как нанооксид цинка и микропластик (Bhuvaneshwari et al., 2017; Lehutso et al., 2021).

Имеются данные о наличии корреляции фототропной реакции с длиной волны, интенсивностью и продолжительностью предъявляемых световых стимулов (Mimouni et al., 1993; Storz et al., 1998; Maher et al., 2014; Overholt et al., 2016). Кроме того, выявлены различия в поведении веслоногих раков как на межвидовом, так и на внутривидовом уровне (Overholt et al., 2016).

Бихромат калия считается модельным токсикантом в большинстве стандартных биотестов (OECD 202, 20044[3]; ISO 6341:2012; OECD 236, 2013[4]; OECD 203, 2019[5]) для определения чувствительности гидробионтов, поэтому используется многочисленными авторами в качестве тестирующего воздействия при проведении лабораторных исследований. Реакция на токсическое воздействие $K_2Cr_2O_7$ в возрастающей концентрации однозначна и градуальна, что позволяет сравнивать чувствительность тест-организмов и тест-реакций при проведении биотестирования.

В нашей работе установлено, что при контаминации среды модельным токсикантом и частицами микропластика общая закономерность — угнетение фототропной реакции рачков *D. magna* и *D. pulex* на парную фотостимуляцию.

Аналогично формуле Габера: $Э = C{\cdot}t$, где $Э$ — эффект, C и t – концентрация и время действия (цит. по: Ержанова, 2023), кумулятивная доза воздействия может быть вычислена как $D = C \cdot t_{ex}$, где C — концентрация токсиканта, t_{ex} — время экспозиции рачков в контаминированной среде. Для *D. magna* и *D. pulex* при проверке чувствительности к модельному токсиканту в соответствии

[3] OECD (2004), Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264069947-en.

[4] OECD, 2013. Test No 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section, 2, 1-22. https://doi.org/10.1787/20745761.

[5] OECD, 2019. Test no. 203: Fish, acute toxicity test. OECD guideline for the testing of chemicals. OECD. OECD Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/9789264069961-en.

с (OECD 202, 2004) 50%-ная смертность наступает в течение 24 ч в диапазоне концентраций 0.9÷2.0 мг/дм^3, т.е. полулетальная доза (LD_{50}) находится в диапазоне 21–48 мг/дм^3 · ч. Тогда предельно допустимое воздействие, не вызывающее достоверную реакцию (<10%) LD_{10}, достигает ~3 мг/дм^3 · ч.

В нашем эксперименте реакция на внесение токсиканта проявлялась у *D. magna* через 2 ч экспозиции, у *D. pulex* — через 1 ч. Это соответствует кумулятивным дозам воздействия 0.24 мг/дм^3 · ч и 0.12 мг/дм^3 · ч, что существенно меньше LD_{10} ~3 мг/дм^3 · ч, определенной по гибели рачков. Таким образом, чувствительность особей *D. pulex* выше, у них регистрируется более ранняя, но транзиторная реакция, что необходимо учитывать при создании систем раннего реагирования.

Различия в фототропной реакции сообществ *D. magna* и *D. pulex* при контаминации среды микропластиком не столь велики. Достоверная реакция на внесение микропластика проявлялась у *D. magna* через 30 мин экспозиции, у *D. pulex* — через 60 мин. Это соответствует кумулятивным дозам воздействия 2.5 · 10^5 частиц/дм^3 · ч и 5 · 10^5 частиц/ дм^3 · ч. Как и в случае контаминации бихроматом калия, у *D. pulex* регистрировали транзиторную реакцию, у *D. magna* угнетение фототаксиса на парную фотостимуляции имело нарастающий характер. В то же время, скорость снижения показателя $\Delta C/C_2$ (тангенса угла наклона линии, аппроксимирующей динамику этого показателя (Morgalev et al., 2022)) у *D. pulex* в первые два часа после внесения поллютанта существенно больше (14.4 ± 0.5 п.п./ч), чем у *D. magna* (5.6 ± 0.7 п.п./ч, p >0.0001), что указывает на их более высокую чувствительность.

Полученные предлагаемым нами методом данные о повышенной чувствительности *D. pulex* к молекулярному токсиканту $K_2Cr_2O_7$, аналогичны результатам, полученным с использованием стандартных методов биотестирования. Различие заключается в большей чувствительности метода парной фотостимуляции в начальные сроки после внесения токсиканта.

Можно предположить, что при увеличении размера частиц микропластика и уменьшении их биодоступности они перестанут представлять опасность для данного звена пищевой цепи, по крайней мере, в качестве антинутриента или балластного вещества, адсорбирующего и концентрирующего вредные вещества.

Таким образом, токсичность пластиков для мезопланктона зависит от видовой принадлежности рачков. На связь чувствительности с видовой принадлежностью, размерами и даже пищевыми предпочтениями рачков указано в работе (Bai et al., 2021). Из данного факта вытекает необходимость учета интегральной реакции всего мезопланктонного сообщества, что возможно только при регистрации реакций автохтонного планктона *in situ*.

Сопоставление с данными литературы представляет большую трудность из-за разного дизайна экспериментов, и, главным образом, с ограниченным количеством данных по фототропной реакции рачков. В связи с разнообразием применяемых исследователями частиц микропластика невозможно определить, насколько предложенный нами метод более чувствителен к контаминации микропластика. Однако сам факт наличия зависимости реакции на парную фотостимуляцию от кумулятивной дозы частиц микропластика, причем в достаточно короткое время, показывает перспективность применения этого метода для оперативного обнаружения загрязнения акватории.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В лабораторных экспериментах показано, что контаминация среды обитания микропластиком приводит к изменению параметров поведенческой фототропной реакции мезозоопланктона. Для повышения чувствительности данного способа обнаружения малых сублетальных концентраций микропластика разработан метод парной фотостимуляции поведенческой реакции мезозоопланктона, заключающийся в последовательном предъявлении световых стимулов нарастающей интенсивности. Определены оптимальные параметры и режимы аттракторного освещения. Применение парной фотостимуляции существенно повышает чувствительность метода выявления загрязнений по поведенческим реакциям автохтонного мезопланктона. Чувствительность фототропной реакции при парной стимуляции к наличию поллютантов превосходит чувствительность метода определения токсичности среды по гибели тест-организмов. Минимальная вариабельность и максимальный отклик при воздействии поллютантов характерны для показателя $\Delta C/C_2$ – отношения разницы концентрации рачков при первой и второй интенсивности фотостимуляции к концентрации рачков при второй интенсивности. Выполненные исследования показали перспективность использования фототропной реакции зоопланктона для мониторинга качества среды его обитания с целью ранней диагностики загрязнений акваторий микропластиком.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Экспедиционная часть работы выполнена при финансовой поддержке программы развития Томского государственного университета (При-

оритет-2030), экспериментальные исследования выполнены в рамках Государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (Проект № FSWM-2020-0019).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Ильина О.В., Колобов М.Ю., Ильинский В.В. 2021. Пластиковое загрязнение прибрежных поверхностных вод среднего и южного Байкала // Водн. ресурсы. Т. 48(1). С. 42. https://doi.org/10.31857/s0321059621010181

Ержанова А.Е. Гигиеническое нормирование. https://ppt-online.org/123121. Accessed May 03, 2023.

Сапрыкин А., Самойлов П.П. 2021. Микро- и нанопластики в окружающей среде (Аналитика, источники, распределение и проблемы экологии) // Экология. Сер. аналитических обзоров мировой литературы. № 110. С. 1. https://www.spsl.nsc.ru/wp-content/uploads/2022/04/V_110.pdf

Anokhin P.K. 1974. Biology and Neurophysiology of the Conditioned Reflex and Its Role in Adaptive Behavior. Oxford: Pergamon Press. https://archive.org/details/biologyneurophys0000anok

Au S.Y., Bruce T.F., Bridges W.C., Klaine S.J. 2015. Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures // Environ. Toxicol. Chem. V. 34. P. 2564. https://doi.org/10.1002/etc.3093

Bai Z., Wang N., Wang M. 2021. Effects of microplastics on marine copepods // Ecotoxicol. Environ. Saf. V. 217. P. 112243. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112243

Bedrossiantz J., Martínez-Jerónimo F., Bellot M. et al. 2020. A high-throughput assay for screening environmental pollutants and drugs impairing predator avoidance in *Daphnia magna* // Sci. Total Environ. V. 740. P. 14004520. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140045

Besseling E., Wang B., Lurling M., Koelmans A.A. 2014. Nanoplastic affects growth of S. obliquus and reproduction of *D. magna* // Environ. Sci. Technol. V. 48. P. 12336. https://doi.org/10.1021/es503001d

Bhuvaneshwari M., Sagar B., Doshi S. et al. 2017. Comparative study on toxicity of ZnO and TiO_2 nanoparticles on *Artemia salina:* effect of pre-UV-A and visible light irradiation // Environ. Sci. Pollut. Res. V. 24. P. 5633. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8328-z

Browne M.A., Nive S.J., Galloway T.S. et al. 2013. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity // Curr. Biol. V. 23. P. 2388. https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012

Browne M.A., Underwood A.J., Chapman M.G. et al. 2015. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts // Proc. Biol. Sci. V. 282(1807). P. 20142929. https://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2929

Colangeli P., Schlägel U.E., Obertegger U. et al. 2019. Negative phototactic response to UVR in three cosmopolitan rotifers: A video analysis approach // Hydrobiologia. V. 844. P. 43. https://doi.org/10.1007/s10750-018-3801-y

Cole M., Lindeque P., Fileman E. et al. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus* // Environ. Sci. Technol. V. 49(2). P. 1130. https://doi.org/10.1021/es504525u

Cózar A., Echevarría F., González-Gordillo J.I. et al. 2014. Plastic debris in the open ocean // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. V. 111(28). P. 10244. https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111

Dyomin V., Davydova A., Olshukov A., Polovtsev I. 2019a. Hardware means for monitoring research of plankton in the habitat: problems, state of the art, and prospects // OCEANS. Marseille. Marseille. France. P. 1. https://doi.org/10.1109/OCEANSE.2019.8867512

Dyomin V., Gribenyukov A., Davydova A. et al. 2019b. Holography of particles for diagnostic tasks // Applied Optics. V. 58. P. 300. https://doi.org/10.1364/AO.58.00G300

Dyomin V., Davydova A., Morgalev Y. et al. 2020. Planktonic response to light as a pollution indicato // J. Great Lakes Res. V. 46(1). P. 41. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.012

Dyomin V., Morgalev Y., Polovtsev I. et al. 2021. Phototropic response features for different systematic groups of mesoplankton under adverse environmental conditions // Ecol. Evol. V. 11(23). P. 16487. https://doi.org/10.1002/ece3.8072

Frank Y.A., Vorobiev D.S., Kayler O.A. et al. 2021. Evidence for Microplastics Contamination of the Remote Tributary of the Yenisei River, Siberia — The Pilot Study Results // Water. V. 13(23). P. 3248. https://doi.org/.org/10.3390/w13223248

Ivanova E.V., Pozdnyakov Sh.R., Tikhonova D.A. 2021. Analysis of microplastic concentrations in water and bottom sediments as a new aspect of ecological monitoring // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. V. 834. P. 12057. https://doi.org/10.1088/1755-1315/834/1/012057

Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C. et al. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean // Science. V. 347. P. 768. https://dx.doi.org/10.1126/science.1260352

Karami A., Romano N., Galloway T., Hamzah H. 2016. Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) // Environ Res. V. 151. P. 58. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.024

Kim H., Lee J., Hagiwara A. 2018. Phototactic behavior of live food rotifer *Brachionus plicatilis* species complex and its significance in larviculture: A review // Aquaculture. V. 497. P. 253. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.070

Lehutso R., Wesley-Smith J., Thwala M. 2021. Aquatic Toxicity Effects and Risk Assessment of 'Form Specific'

Product-Released Engineered Nanomaterials // Int. J. Mol. Sci. V. 22. P. 12468. https://doi.org/10.3390/ijms22221246

Lisina A.A., Platonov M.M., Lomakov O.L. et al. 2021. Microplastic Abundance in Volga River: Results of a Pilot Study in Summer 2020 // Geography, Environment, Sustainability. V. 14(3). P. 82. https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-041

Li W.C., Tse H.F., Fok L. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects // Sci. Total Environ. V. 566. P. 333. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084

Lu Y., Zhang Y., Deng Y. et al. 2016. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver // Environ. Sci. Technol. V. 50(7). P. 4054. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183

Maher T., Zaccariello D., Stearns D. 2014. Photobehavioral Responses of *Daphnia magna* to Selected Light Cues // www.eposters.net/pdfs/photobehavioral-responses-of-daphnia-magna-to-selected-light-cues.pdf. Accessed May 03, 2023.

Mattsson K., Johnson E.V., Malmendal A. et al. 2017. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain // Sci. Reports. V. 7(1). P. 11452. https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0

Mimouni P., Luciani A., Clément P. 1993. How females of the rotifer *Asplanchna brightwelli* swim in darkness and light: An automated tracking study // Hydrobiologia V. 255. P. 101. https://doi.org/10.1007/BF00025827

Moeller H.V., Laufkötter C., Sweeney E.M., Johnson M.D. 2019. Light-dependent grazing can drive formation and deepening of deep chlorophyll maxima // Nat. Commun. V. 10. P. 1978. https://doi.org/10.1038/s41467-019-09591-2

Morgalev Yu., Dyomin V., Morgalev S. et al. 2022. Environmental Contamination with Micro- and Nanoplastics Changes the Phototaxis of Euryhaline Zooplankton to Paired Photostimulation // Water. V. 14. P. 3918. https://doi.org/10.3390/w14233918

Morgalev Yu.N., Morgaleva T.G. 2007. Species and individual features of hemodynamic reactions in hypobarical hypoxia // Tomsk State University J. V. 300(2). P. 186.

Nava V., Chandra S., Aherne J. et al. 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs // Nature. V. 619. P. 317. https://doi.org/.org/10.1038/s41586-023-06168-4

Ogonowski M., Schür C., Jarse´n Å., Gorokhova E. 2016. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna* // PLoS One. V. 11(5). P. e0155063. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155063

Overholt E.P., Rose K.C., Williamson C.E. et al. 2016. Behavioral responses of freshwater calanoid copepods to the presence of ultraviolet radiation: Avoidance and attraction // J. Plankton Res. V. 38. P. 16. https://doi.org/10.1093/plankt/fbv113

Pedrotti M.L., Lombard F., Baudena A. et al. 2022. An integrative assessment of the plastic debris load in the Mediterranean Sea // Sci. Total Environ. V. 838. P. 155958. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155958

Phuong N.N., Zalouk-Vergnoux A., Poirier L. et al. 2016. Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? // Environ. Pollut. V. 211. P. 111. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.035

Rehse S., Kloas W., Zarfl C. 2016. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna* // Chemosphere. V. 153. P. 91. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

Rochman C.M., Hoh E., Kurobe T., Teh S.J. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress // Sci. ReP. V. 3. P. 3263. https://doi.org/10.1038/srep0326

Romero-Blanco A., Remón-Elola A., Alonso, Á. 2021. Assessment of the Effects of Environmental Concentrations of Microplastics on the Aquatic Snail *Potamopyrgus antipodarum* // Water, Air and Soil Pollut. V. 232. P. 438. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05379-7

Scherer C., Weber A., Lambert S., Wagner M. 2018. Interactions of microplastics with freshwater biota, in Freshwater microplastics Emerging. Environmental Contaminants? Cham: Springer. P. 153. https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-319-61615-5.pdf

Sha Y., Zhang H., Lee M. et al. 2021. Diel vertical migration of copepods and its environmental drivers in subtropical Bahamian blue holes // Aquat. Ecol. V. 55. P. 1157. https://doi.org/10.1007/s10452-020-09807-4

Simão F.C.P., Martínez-Jerónimo F., Blasco V., Moreno F. et al. 2019. Using a new high-throughput video-tracking platform to assess behavioural changes in *Daphnia magna* exposed to neuro-active drugs // Sci. Total Environ. V. 662. P. 160. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.187

Storz U., Paul R. 1998. Phototaxis in water fleas (*Daphnia magna*) is differently influenced by visible and UV light // J. ComP. Physiol. A. V. 183. P. 709. https://doi.org/10.1007/s003590050293

Svetlichny L., Isinibilir M., Mykitchak T. et al. 2021. Microplastic consumption and physiological response in *Acartia clausi* and *Centropages typicus:* Possible roles of feeding mechanisms // Regional Studies in Mar. Sci. V. 43. P.101650. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101650

Van Sebille E., Wilcox C., Lebreton L. et al. 2015. A global inventory of small floating plastic debris // Environ. Res. Lett. V. 10. P. 124006.

https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006

Vasilopoulou G., Kehayias G., Kletou D. et al. 2021. Microplastics Investigation Using Zooplankton Samples from the Coasts of Cyprus (Eastern Mediterranean) // Water. V. 13. P. 2272. https://doi.org/10.3390/w13162272

Von Moos N., Burkhardt-Holm P., Köhler A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure // Environ. Sci. Technol. V. 46(20). P. 11327. https://doi.org/10.1021/es302332w

Wagner M., Lambert S. 2018. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants? // Springer Nature. https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-319-61615-5.pdf

Wagner M., Scherer Ch., Alvarez-Muñoz D. et al. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know // Environ. Sci. Europe. V. 26. P. 12. https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7

Weber A., Scherer C., Brennholt N. et al. 2018. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex* // Environ. Pollut. V. 234. P. 181. https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.014

Weiss A., Chambon V., Lee J.K. et al. 2021. Interacting with volatile environments stabilizes hidden-state inference and its brain signatures // Nat. Commun. V. 12. P. 2228. https://doi.org/10.1038/s41467-021-22396-6

Welden N.A., Cowie P.R. 2016. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus* // Environ Pollut. V. 214. P. 859. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.067

Wong B.B., Candolin U. 2015. Behavioral responses to changing environments // BehaV. Ecol. V. 26. P. 665. https://dx.doi.org/10.1093/beheco/aru183

Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review // Environ. Pollut. V. 178. P. 483. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031

Early Detection of Contamination with Microplastics by Changing the Phototaxis of Freshwater Mesozooplankton to Paired Photostimulation

V. V. Dyomin[1], Yu. N. Morgalev[2], S. Yu. Morgalev[2, *], T. G. Morgaleva[2], A. Yu. Davydova[1], I. G. Polovtsev[1], O. V. Kondratova[2], A. A. Kosiakova[2], A. K. Mostovaya[2]

[1]*National Research Tomsk State University, Tomsk, Russia*

[2]*Center for Biotesting of Nanotechnologies and Nanomaterials Safety, National Research, Tomsk State University, Tomsk, Russia*

[*]*e-mail: S.morgalev@gmail.com*

Our previous studies showed that the change in the plankton response to light could be an indicator of environmental pollution. This study experimentally reveals that the response of *Daphnia magna* Straus and *Daphnia pulex* plankton ensembles to photostimulation depends on the intensity of the attracting light. This makes it difficult to identify the occurrence and change of pollutant concentration. The large variability in the magnitude of the behavioral response is caused by the nonlinear response of plankton ensembles to the intensity of the attractor stimulus. As the intensity of the photostimulation increases, the variability of the phototropic response passes through increase, decrease and relative stabilization phases. The paper proposes a modification of the photostimulation method — paired photostimulation involving successive exposure to two photostimuli of increasing intensity. The first stimulus stabilizes the behavioral response, while the increase in response to the second stimulus makes it possible to more accurately assess the responsiveness of the plankton ensemble. The study demonstrates good reliability and increased sensitivity of this method of detecting changes in environmental toxicity compared to single photostimulation or traditional bioindication through the survival rate of test organisms.

Keywords: zooplankton, behavioral response, paired photostimulation, water pollution monitoring, submersible holographic camera

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 348–353

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

УДК 581.526.323(477.75)

РАЗМНОЖЕНИЕ ИНВАЗИОННОГО ВИДА *Bonnemaisonia hamifera* Hariot (Rhodophyta) У ЮЖНОГО БЕРЕГА КРЫМА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

© 2024 г. С. Е. Садогурский[a, *], Т. В. Белич[a], С. А. Садогурская[a]

[a]*Никитский ботанический сад — Национальный научный центр Российской академии наук, Ялта, Россия*

[*]*e-mail: ssadogurskij@yandex.ru*

Поступила в редакцию 24.04.2023 г.
После доработки 14.08.2023 г.
Принята к публикации 24.08.2023 г.

В ходе изучения годового цикла макрофитобентоса аквального компонента заповедника “Мыс Мартьян” выявлено, что спорофиты инвазионного вида–трансформера *Bonnemaisonia hamifera* Hariot (*Trailliella* phase), натурализовавшегося в прибрежно-морских акваториях у Южного берега Крыма (ЮБК), обильно формируют специализированные органы бесполого размножения. Зрелые тетраспорангии зарегистрированы в осенний период на всех горизонтах фитали. Получены данные по их морфологии и морфометрии, имеющие важное диагностическое значение; в спорангии могут превращаться любые клетки талломов, кроме апикальных, максимальное количество образуется в конечных веточках, где наиболее часто встречаются ряды до трех–четырех штук подряд. Поскольку формирование тетраспорангиев происходит только в узком диапазоне свето-температурных условий короткого дня, характерных для осени и весны, установлено, что у ЮБК благоприятный для этого период продолжается с первой декады октября по вторую декаду декабря. Весной в приглубых открытых акваториях у ЮБК при современных климатических условиях оно лимитируется температурой морской воды, и потому маловероятно. В относительно изолированных мелководных заливах и лагунах, характерных для других прибрежных районов Азово-Черноморского бассейна, формирование тетраспорангиев возможно при локальных прогревах воды в первой половине марта. Однако ключевым фактором, обеспечивающим масштаб и стремительность распространения *B. hamifera* у ЮБК и в Азово-Черноморском регионе в целом, вероятно, остается способность талломов спорофитов к вегетативному размножению путем образования неограниченного количества фрагментов, сохраняющих жизнеспособность и потенциал дальнейшей фрагментации.

Ключевые слова: Черное море, Южный берег Крыма, макрофитобентос, инвазионный вид, *Bonnemaisonia hamifera*, размножение

DOI: 10.31857/S0320965224020136 **EDN:** xsnvve

ЮБК — обособленная физико-географическая область, расположенная на крайнем юге Крымского п-ова между Главной горной грядой и Черным морем, простирается полосой по ширине 2–12 км от м. Фиолент на западе до м. Ильи на востоке (Ена, 1983). Прилегающая прибрежно-морская акватория образует одноименный гидроботанический район Черного моря, характеризующийся высоким уровнем природного фиторазнообразия (Калугина-Гутник, 1975; Minicheva et al., 2014; Sadogurskiy et al., 2019). В береговой зоне ЮБК сконцентрированы рекреационно-туристическая и транспортная инфраструктуры, что обуславливает все возрастающее антропогенное влияние (Современное..., 2015). Оно увеличивает масштабы угроз природному фиторазнообразию региона как за счет трансформации естественной среды обитания организмов, так и за счет проникновения в нее инвазионных биологических видов. Ранее в природных фитоценозах прибрежно-морских акваторий у ЮБК нами зарегистрировано массовое развитие *Bonnemaisonia hamifera* Hariot (Rhodophyta), первичный ареал которой охватывает северо-западную часть Тихого океана (Sadogurskiy et al., 2023). В ходе дальнейших исследований выявлены специализированные репродуктивные органы этого инвазионного вида, что важно для детализации диагностических признаков, а также уточнения представлений о способах размножения и распространения в новых условиях.

Гидроботаническое исследование выполнено в прибрежно-морской акватории ООПТ “Мыс Мартьян”, функционирующей в структуре

Сокращения: ООПТ — особо охраняемая природная территория, ЮБК — Южный берег Крыма.

Никитского ботанического сада (с 1973 г. в статусе государственного природного заповедника, ныне по факту в статусе природного парка) (рис. 1а). В его границах мониторинг состояния макрофитобентоса в летний период проводят непрерывно с момента организации. Проанализированные в настоящей работе гидроботанические материалы собраны в 2019–2020 гг. посезонно (17.05.2019, 28.08.2019, 19.11.2019, 26.02.2020) в рамках выявления полного годового цикла макрофитобентоса аквального компонента территориально-аквальной экосистемы. Стационарный мониторинговый профиль (координаты в точке пересечения уреза воды — 44°30’20.3 с.ш., 34°14’40.4 в.д.) расположен у подножья 20-метрового абразионного клифа, сложенного верхнеюрскими известняками и сцементированными брекчиями (Панин, 1979) и окаймленного узким глыбово-валунным пляжем (рис. 1б). Дно приглубое, вплоть до глубин 8–10 м (местами до 12 м) сложено глыбовым и глыбово-валунным навалом, за которым простираются пески с незначительной примесью ракуши.

Пробы макрофитобентоса отбирали по общепринятой методике (Калугина-Гутник, 1975) в ходе самостоятельных погружений с использованием легководолазного снаряжения на глубинах/станциях 0 (± 0.25), 0.5, 1.0, 3.0, 5.0 и 8 м (в псевдолиторали на каждой станции по 10 проб, в сублиторали — по 5). Дополнительный отбор проб проводили еженедельно с 27 февраля до 10 апреля 2023 г. на глубинах 0–1.0 м. Исследовали морской макрофитобентос; номенклатура макрофитов дана по “AlgaeBase” (Guiry, Guiry, 2023). Временные препараты водорослей изучали методом светлого поля в проходящем свете с использованием микроскопа Leica DM2500, для захвата изображений применяли камеру Flexacam C1.

Ранее при изучении гидроботанических материалов, отобранных в летние периоды 2015–2021 гг. в десяти прибрежно-морских акваториях у ЮБК, было установлено, что глобальная экспансия нитчатой спорофитной стадии *Bonnemaisonia hamifera* (*Trailliella* phase) к 2017 г. достигла ЮБК, где ныне вселенец зарегистрирован на всех горизонтах фитали (Sadogurskiy et al., 2023). Для таксона характерна гетероморфная смена поколений (Перестенко, 1980; Hoek, 1982), однако гаметофиты в Черном море не найдены. У ЮБК *B. hamifera* развивается в эпифитоне аборигенных видов, угнетая их развитие. В ООПТ “Мыс Мартьян” ее биомасса увеличивается от <1 г/м^2 на глубинах 0–1 м до 80–90 г/м^2 на глубинах 5–8 м. В прилегающих акваториях рекреационных участков на глубинах ⩾5 м вид вошел в число доминантов (632 г/м^2 или 13.4% общей биомассы макрофитов), изменив облик, структуру и продукционные показатели природных фитоценозов, что позволило отнести его к категории трансформеров (Sadogurskiy et al., 2023). Инвазия развивается стремительно, вероятно, из-за способности спорофитов *B. hamifera* к вегетативному размножению путем неограниченной фрагмента-

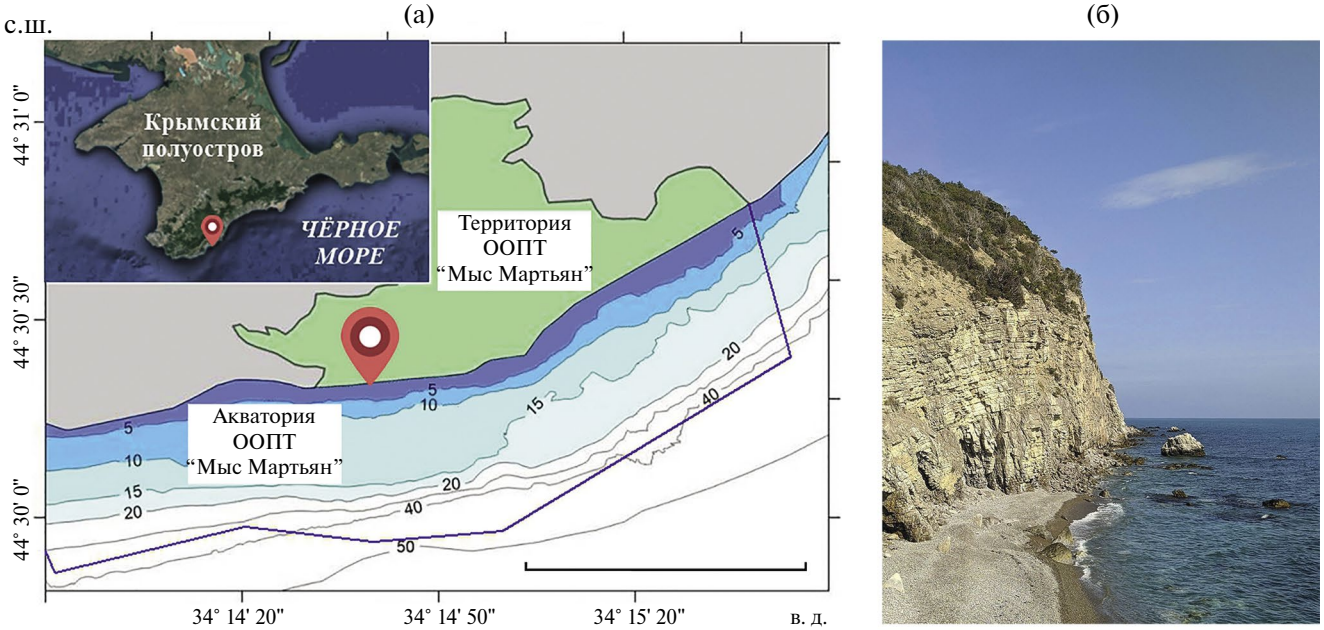

Рис. 1. Район исследований: а — схема расположения стационарного мониторингового профиля (📍) в ООПТ “Мыс Мартьян”, б — природный берег ООПТ “Мыс Мартьян” в районе стационарного мониторингового профиля, 21.03.2023 г.

ции их нитчатых талломов. При этом нигде вдоль ЮБК (в том числе и у м. Мартьян) у них не выявлено специализированных репродуктивных органов. Хотя ранее наличие спорангиев было отмечено для побережья Кавказа (Симакова, Смирнов, 2017), которое, по-видимому, стало первичным центром нынешней массовой инвазии, наблюдаемой вдоль ЮБК (Sadogurskiy et al., 2023) и, возможно, в прочих районах Азово-Черноморского бассейна (пока нет опубликованной информации). Это неудивительно, поскольку наблюдения (*in situ*) и эксперименты (*ex situ*) свидетельствуют, что процессы бесполого размножения спорофитов *B. hamifera* инициируются и продолжаются в узком диапазоне свето-температурных условий, сочетающих короткий световой день продолжительностью <12 ч и температуру морской воды 11–18°C (Hoek, 1982; Breeman et al., 1988). Соответственно, спорангии в обилии регистрируют в осенний период, в некоторых случаях — и в весенний. В зависимости от "микроклиматических" условий, связанных, например, с приливно-отливной активностью, сроки репродуктивной активности *B. hamifera* могут сдвигаться в ту или иную сторону (Breeman, Guiry, 1989). При этом, одним из диагностических признаков таксона считают одиночные тетраспорангии (Перестенко, 1980), хотя в некоторых источниках указывают их группы (Breeman, Guiry, 1989; Saunders, 2023).

Анализ погодно-климатических условий свидетельствует, что у ЮБК для формирования тетраспорангиев благоприятен период с 6–7 октября (продолжительность светового дня в данном районе/широте ~11 ч 30 мин при средней температуре морской воды 19°C, но при минимальной температуре морской воды 17°C) по 15–16 декабря (продолжительность светового дня ~9 ч 30 мин при средней температуре морской воды 11°C, хотя максимальные температуры морской воды ⩾11°C в отдельные годы регистрируют вплоть до середины января) (Время..., 2023; Температура..., 2023а).

Действительно, изучение сезонных сборов 2019–2020 гг. показало, что у м. Мартьян именно в осенних пробах (19.11.2019 г.) обнаружены органы репродукции *B. hamifera*. Зрелые (без признаков выхода спор на момент отбора проб) тетраспорангии в обилии зарегистрированы на всех обследованных глубинах во всех пробах (рис. 2а). Анализ этих материалов показал, что у однорядных нитчатых талломов *B. hamifera* в спорангии могут превращаться любые клетки, кроме апикальных. При этом, максимальное количество спорангиев образуется в конечных веточках, где они располагаются не только одиночно и попарно, а образуют чаще, чем в других местах, ряды по три-четыре штуки подряд (рис. 2а–2в). Спорангии имеют форму почти правильных шаров, дважды усеченных в местах контактов с клетками нитей или с соседними спорангиями; их диаметр составляет 53.15 ± 3.80 мкм. Полупрозрачные тетраспоры оранжево-коричневого цвета, имеющие мелкозернистую консистенцию, окружены тонкими прозрачными бесцветными оболочками и прозрачным слабоокрашенным слегка зернистым содержимым, совокупная толщина которых от пяти до 12-ти мкм (обычно 8–10 мкм). При оптическом увеличении ⩾×400 становятся хорошо различимыми борозды, разделяющие отдельные споры внутри спорангиев (см. рис. 2б, 2в).

Несмотря на отсутствие репродуктивных структур спорофитов *B. hamifera* в остальных сборах 2019–2020 гг., можно предположить, что свето-температурные условия у ЮБК, благоприятные для их развития, могут наступать и весной. Так, с 22–23 февраля по 20–21 марта продолжительность светового дня в данном районе возрастает с 10 ч 50 мин до 12 ч 10 мин, однако к концу этого периода средняя температура морской воды достигает лишь 9°C, максимальная — 10°C (Время..., 2023; Температура..., 2023а), т.е. весной формирование тетраспорангиев в приглубых открытых акваториях у ЮБК при современных климатических условиях лимитируется температурой морской воды, и потому маловероятно. Это в определенной мере подтвердило изучение проб, специально отобранных в феврале–апреле 2023 г., когда температура морской воды колебалась в пределах 8.6–10.3°C (Температура..., 2023б). Однако бесполое размножение *B. hamifera* нельзя исключить в относительно изолированных мелководных заливах и лагунах, характерных для других прибрежных районов Азово-Черноморского бассейна, при условии локальных аномальных прогревов воды до температуры морской воды ⩾11°C в первой половине марта.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе изучения годового цикла макрофитобентоса аквального компонента территориально-аквальной экосистемы ООПТ "Мыс Мартьян" выявлено, что спорофиты инвазионного азиатско-тихоокеанского вида-трансформера *Bonnemaisonia hamifera*, натурализовавшегося в природных фитоценозах прибрежно-морских акваторий у ЮБК, обильно формируют специализированные репродуктивные органы, обеспечивающие бесполое размножение. Зрелые тетраспорангии зарегистрированы в осенний период, в прочие сезоны года они не выявлены. Получены данные по их морфологии и морфометрии, имеющие важное диагностическое значение; показано, что в спорангии могут превращаться любые клетки талломов, кроме апикальных, при этом максимальное количество спорангиев образуется в конечных веточках, где наиболее часто встречаются ряды до трех-четырех штук подряд.

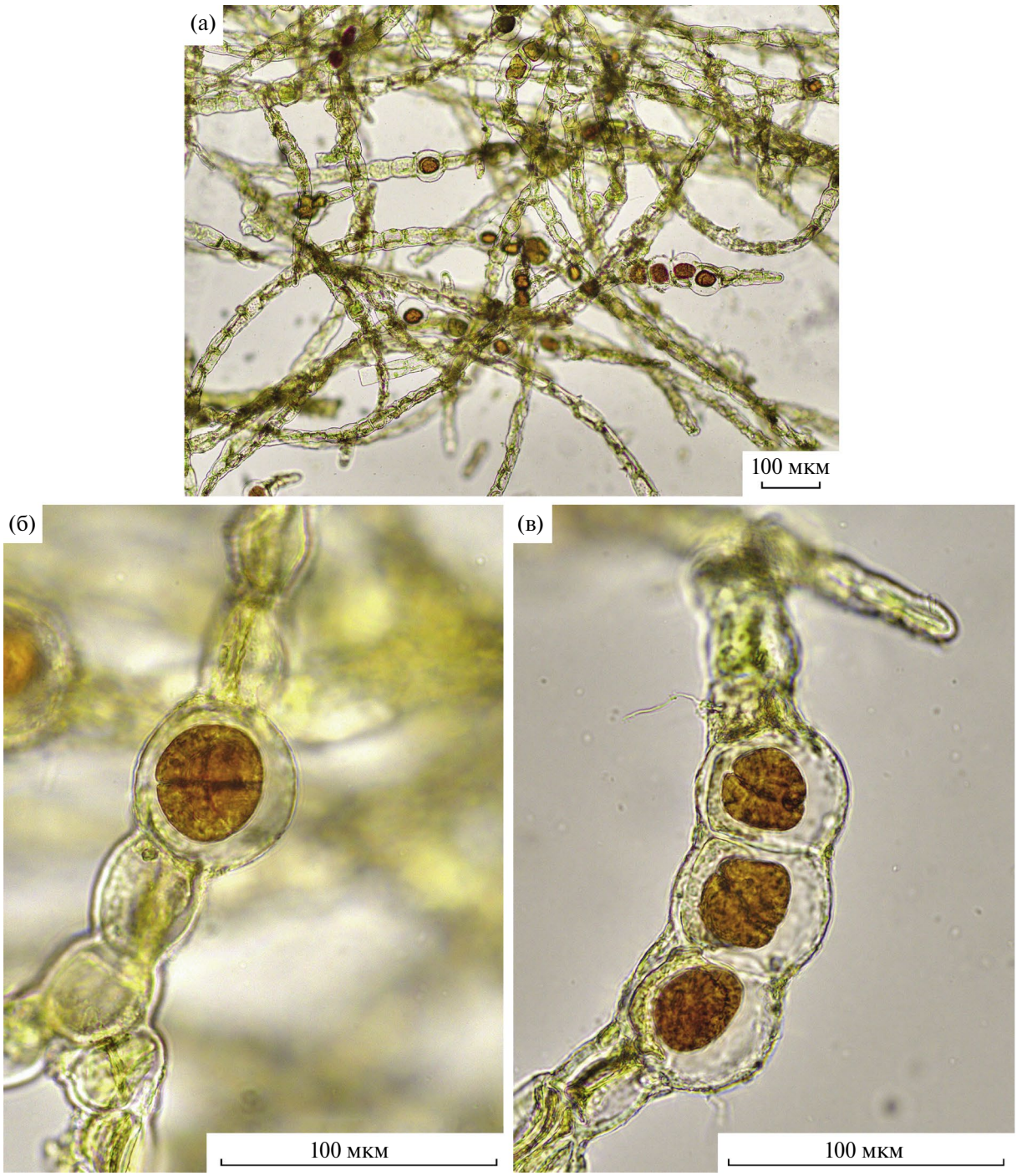

Рис. 2. *Bonnemaisonia hamifera* на стадии спороношения: а — общий вид талломов с тетраспорангиями, б — одиночный тетраспорангий, в — группа тетраспорангиев (ООПТ “Мыс Мартьян”, 19.11.2019 г., глубина 8.0 м).

Учитывая, что формирование спорофитами *B. hamifera* репродуктивных органов происходит только в узком диапазоне свето-температурных условий, характерных для осени и весны, показано, что у ЮБК благоприятный для этого период, вероятно, продолжается с первой декады октября по вторую декаду декабря. Весной в приглубых открытых акваториях у ЮБК при современных климатических условиях формирование лимитируется температурой морской воды, и потому маловероятно. Однако оно не исключено в относительно изолированных мелководных заливах и лагунах, характерных для других прибрежных районов Азово-Черноморского бассейна, при ло-

кальных прогревах воды в первой половине марта. Вместе с тем, несмотря на обильное спороношение, вероятно ключевым фактором, обеспечивающим масштаб и стремительность распространения *B. hamifera* у ЮБК и в Азово-Черноморском регионе в целом, остается способность талломов спорофитов к вегетативному размножению за счет образования неограниченного количества фрагментов, сохраняющих жизнеспособность и потенциал дальнейшей фрагментации. Для уточнения сроков и динамики процессов репродукции вселенца в условиях ЮБК необходим анализ гидроботанических проб, еженедельный отбор которых запланирован в акватории ООПТ "Мыс Мартьян" в осенне-зимний период.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания № 1023042800079–0–1.6.11;1.5.8.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Время восхода и захода солнца в Ялте. 2023. https://voshod-solnca.ru/sun/%D1%8F%D0%BB%D1%82%D0%B0; searched on 19.04.2023.

Ена В.Г. 1983. Заповедные ландшафты Крыма. Симферополь: Таврия.

Калугина-Гутник А.А. 1975. Фитобентос Черного моря. Киев: Наук. думка.

Панин А.Г. 1979. Ландшафтная структура территории заповедника "Мыс Мартьян" на Южном берегу Крыма // Физическая география и геоморфология. Вып. 22. С. 75.

Перестенко Л.П. 1980. Водоросли залива Петра Великого. Л.: Наука.

Симакова У.В., Смирнов И.А. 2017. Распространение и экология инвазивного вида *Bonnemaisonia hamifera* Hariot в Черном море // Тр. VI Междунар. науч.-практ. конф. "Морские исследования и образование (MARESEDU-2017)". (Москва, 30.10–02.11 2017 г.). С. 419.

Современное состояние береговой зоны Крыма. 2015. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика.

Температура воды в Ялте. 2023а. https://world-weather.ru/pogoda/russia/yalta_1/water/; searched on 19.04.2023.

Температура воды Ялта (С°) за 2023 год. 2023б. http://blacksea-map.ru/sst/doc/yalta_2023.html; searched on 19.04.2023.

Breeman A.M., Guiry M.D. 1989. Tidal influences on the photoperiodic induction of tetrasporogenesis in *Bonnemaisonia hamifera* (Rhodophyta) // Mar. Biol. V. 102. Iss. 1. P. 5. https://doi.org/10.1007/BF00391318

Breeman A.M., Meulenhoff E.J.S., Guiry M.D. 1988. Life history regulation and phenology of the red alga *Bonnemaisonia hamifera* // Helgolander Meeresunters. V. 42. P. 535. https://doi.org/10.1007/BF02365625

Guiry M.D., Guiry G.M. 2023. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. https://www.algaebase.org; searched on 19.04.2023.

Hoek van den C. 1982. Phytogeographic distribution groups of benthic marine algae in the North Atlantic Ocean. A review of experimental evidence from life history studies // Helgolander Meeresunters. V. 35. P. 153. https://doi.org/10.1007/BF01997551

Minicheva G., Afanasyev D., Kurakin A. 2014. Black Sea Monitoring Guidelines. Macrophytobenthos. https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2013/12/Manual_macrophytes_EMBLAS_ann.pdf; searched on 19.04.2023.

Sadogurskiy S.Ye., Belich T.V., Sadogurskaya S.A. 2019. Macrophytes of the marine water areas of the nature reserves in the Crimean Peninsula (Black Sea and Azov Sea) // Int. J. Algae. V. 21. № 3. P. 253. https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v21.i3.50

Sadogurskiy S.Ye., Belich T.V., Sadogurskaya S.A. 2023. The invasion of the alien species *Bonnemaisonia hamifera* Hariot in coastal phytocenoses near the Southern Coast of Crimea (the Black Sea) // Inland Water Biol. V. 16. № 1. P. 65. https://doi.org/10.1134/S1995082923010145

Saunders G.W. 2023. The Seaweed of Canada: guide pages to assist with species confirmation. *Bonnemaisonia hamifera* Hariot. https://seaweedcanada.wordpress.com/bonnemaisonia-hamifera-hariot-a/; searched on 19.04.2023

Reproduction of the Invasive Species Bonnemaisonia hamifera Hariot near the Southern Coast of Crimea (Black Sea)

S. Ye. Sadogurskiy[1, *], T. V. Belich[1], and S. A. Sadogurskaya[1]

[1]*Nikitsky Botanical Gardens — National Scientific Center, Russian Academy of Sciences, Yalta, Russia*

[*]*e-mail: ssadogurskij@yandex.ru*

During the study of the macrophytobenthos annual cycle of the aquatic component in the Cape Martyan Reserve, it has been found that sporophytes of the invasive transforming species *Bonnemaisonia hamifera* Hariot (*Trailliella* phase), naturalized in coastal waters off the Southern Coast of Crimea (SCC), abundantly form specialized organs of asexual reproduction. Mature tetrasporangia were registered in autumn at every zone of the phytal. Their morphology and morphometry, which have an important diagnostic value, were

identified and measured. It was found that any thalli cells (except apical ones) could turn into sporangia, with the maximum number being formed in the terminal branches, where rows of up to 3–4 pcs are most common. Considering the fact that the formation of tetrasporangia occurs only in a narrow range of light-temperature conditions of a short day typical for autumn and spring, we showed that in the SCC the favorable period for this process lasts from the first decade of October to the second decade of December. In spring, in deep open water areas near the SCC, under modern climatic conditions, the formation of tetrasporangia is limited by water temperature, and therefore is unlikely. However, in relatively isolated shallow bays and lagoons, characteristic of other coastal regions of the Azov-Black Sea basin, it is possible due to local water temperature rise in the first half of March. Still, the ability of sporophyte thalli for vegetative reproduction by forming an unlimited number of fragments, that retain their viability and the potential for further fragmentation, remains likely the key factor ensuring the scale and rapid spread of *B. hamifera* in the SCC and in the Azov-Black Sea region as a whole.

Keywords: the Black Sea, Southern Coast of Crimea, macrophytobenthos, invasive species, *Bonnemaisonia hamifera*, reproduction

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 354–357

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

УДК [597.553.1-111:593.161.13](282.5)

ВЛИЯНИЕ ПАРАЗИТАРНОЙ ИНВАЗИИ ТРИПАНОСОМАМИ НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ТЮЛЬКИ (*Clupeonella cultriventris*) ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

©2024 г. Д. Ю. Трофимов[a, *], Е. А. Заботкина[a]

[a] *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук, пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., Россия*

[*] *e-mail: dytrof@ibiw.ru*

Поступила в редакцию 06.06.2023 г.
После доработки 31.07.2023 г.
Принята к публикации 24.08.2023 г.

Впервые методом световой микроскопии исследованы показатели клеток крови у тюльки (*Clupeonella cultriventris* Nordmann, 1840) Иваньковского водохранилища, в периферической крови которой обнаружены трипаносомы. Показаны сдвиг состава эритроцитов в сторону незрелых клеток, лимфопения, увеличение долей незрелых гранулоцитов, уменьшение доли тромбоцитов. Отмечено, что ранее у этого вида рыб в Иваньковском водохранилище не выявляли инвазии трипаносомами.

Ключевые слова: Trypanosoma sp., тюлька, периферическая кровь, лейкоциты, эритроциты, тромбоциты, морфометрические показатели клеток

DOI: 10.31857/S0320965224020147 **EDN:** xslnpl

Тюлька (*Clupeonella cultriventris* Nordmann 1840) – один из самых ярких представителей видов-вселенцев в водохранилища р. Волги. Попадая в новые местообитания, в процессе адаптации вид не только занимает определенную экологическую нишу, но и постепенно становится подвергаемым заражению “местными” паразитами. В водохранилищах Верхней Волги тюлька отмечена в уловах с конца XX в.: в Рыбинском водохранилище – в 1994 г., в Иваньковском и Угличском водохранилищах — в 1999 г. (Slynko et al., 2002). По исследованию 1996 г. в Рыбинском водохранилище трипаносомы отмечены только у карповых видов рыб (Колесникова, 1996).

Трипаносомы присутствуют в периферической крови многих видов рыб. Среди пресноводных видов они обнаружены у карповых (Колесникова, 1996; Grybchuk-Ieremenko et al., 2014), окуневых (Gupta N., Gupta D.K., 2012), угреобразных (Zintl et al., 2000), бычковых, щуковых, сиговых, тресковых и сомовых (Жохов, Молодожникова, 2006).

Основные переносчики этого заболевания у пресноводных видов — пиявки и паразитические ракообразные (Фролов и др., 2015). Зрелые трипаносомы поглощают пищу всей поверхностью тела, а токсичные для рыбы продукты обмена выделяют в кровоток хозяина и могут вызывать тяжелые, порой смертельные интоксикации хозяев. Тяжесть заболевания определяется как состоянием организма хозяина, так и условиями среды обитания (Gupta N., Gupta D.K., 2012).

Известно, что трипаносомы вызывают сдвиг физиолого-биохимических показателей, изменения в паренхиматозных органах и жабрах (Osman et al., 2009), снижают выживаемость и темпы роста рыб (Головина и др., 2007; Clauss et al., 2008). Ранее было показано, что у леща из Угличского водохранилища трипаносомы оказали существенное влияние на показатели красной и белой крови, вызывая увеличение индекса обилия лейкоцитов, эозинофилию, лимфопению, увеличение относительного количества незрелых эритроцитов в крови, уменьшение площади зрелых клеток, уровня гемоглобина в крови (Lapirova, Zabotkina, 2018). У тюльки, как вида-вселенца, паразитарную инвазию трипаносомами ранее не отмечали.

Материал для исследования отлавливали мальковым тралом в августе 2019 г. в Иваньковском водохранилище в ходе рейса научно-исследовательского судна “Академик Топчиев”. Для исследования отбирали рыб (20 экз.) в возрасте 1+, 2+ длиной 47–58 мм и массой 1.1–2.4 г. Для исследования клеток приготавливали мазки периферической крови. Высушенные на воздухе мазки фиксировали этиловым спиртом и окрашивали

краской Романовского–Гимза на фосфатном буфере при pH 7.0. Мазки просматривали под цифровым микроскопом Keyence VHX-1000 с объективом Z-500 и встроенной программой морфометрического анализа. Определяли индекс обилия лейкоцитов, состав лейкоцитов и тромбоцитов, состав эритроцитов и наличие патологических форм эритроцитов, при морфометрии эритроцитов рассчитывали площадь клеток и их ядер, ядерно-цитоплазматическое отношение (ЯЦО), индекс формы клеток (I_f). Подробно методы исследования лейкоцитов и тромбоцитов описаны ранее (Трофимов и др., 2022). Соотношение различных форм эритроцитов и амитозы рассчитывали как доли при просмотре 500 клеток (%), микроядра – 1000 клеток (‰). Для морфометрических исследований на каждом мазке измеряли по 100 зрелых эритроцитов. Индекс формы эритроцитов рассчитывали как отношение малого и большого диаметра клетки (усл. ед.).

Результаты исследования представляли в виде средних и их ошибок. Статистическую обработку данных проводили при помощи программ пакета Microsoft Office 2010 и STATISTICA с оценкой значимости различий по U-тесту Уилкинсона ($p < 0.05$, $p < 0.01$).

Была поставлена задача провести сравнительное исследование гематологических параметров клеток белой и красной крови у неинвазированной и инвазированной трипаносомами тюльки.

Результаты исследования показали, что в августе 2019 г. в периферической крови двух особей присутствовали трипаносомы (*Trypanosoma* sp.) на стадии промастиготы и взрослых особей (рис. 1). Это вызвало существенное изменение показателей клеток красной и белой крови у инвазированных рыб (табл. 1): снижение относительного количества зрелых эритроцитов и тромбоцитов и повышение долей эритробластов и незрелых эритроцитов, незрелых гранулоцитов (двукратное миелоцитов и более чем трехкратное — метамиелоцитов), увеличение индекса обилия лейкоцитов. У инвазированных рыб увеличились доли округлых и голоядерных тромбоцитов, а доля веретеновидных — уменьшилась. Анализ морфометрических данных эритроцитов показал у инвазированных рыб увеличение площади клеток и уменьшение ядерно-цитоплазматического отношения.

Ранее было показано, что в водохранилищах р. Волги трипаносомоз — достаточно частая инвазия в крови карповых и окуневых рыб, щуки, сома (Колесникова, 1996; Жохов, Молодожникова, 2006; Кириллов и др., 2018; Lapirova, Zabotkina, 2018). У половозрелых рыб, инвазированных трипаносомами, выявлены анемия, лимфопения и гранулоцитоз, в основном за счет эозинофилии (Lapirova, Zabotkina, 2018; De Sousa et al., 2020), отмечена гибель инвазированной молоди (Головина и др., 2007). Картина крови тюльки при инвазировании ее трипаносомами в целом соответствует таковой у других видов рыб, гранулоцитоз при этом происходит за счет возрастания долей незрелых нейтрофильных гранулоцитов.

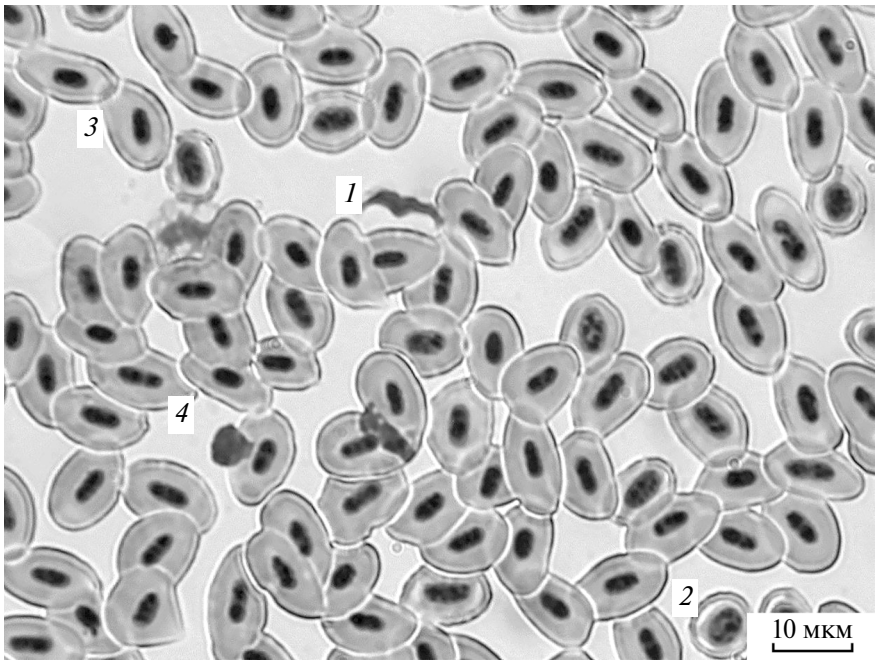

Рис. 1. Картина крови инвазированной трипаносомами тюльки. *1* – трипаносома, *2* – незрелый эритроцит, *3* – зрелый эритроцит, *4* – амитотически делящееся ядро в эритроците тюльки.

Таблица 1. Показатели клеток периферической крови тюльки, неинвазированной и инвазированной трипаносомами

Показатели	Неинвазированные рыбы	Инвазированные рыбы
Обилие лейкоцитов (клеток/поле зрения)	2.13 ± 0.76	4.00 ± 0.90*
Лейкоциты, %		
Гемоцитобласты	0.71 ± 0.53	6.25 (0.50– 12.00)
Лимфоциты	66.79 ± 11.83	34.00 (30.00– 38.00)*
Моноциты	7.13 ± 4.06	4.00 (3.50– 4.50)
Миелоциты	6.75 ± 2.79	13.00 (11.00– 15.00)*
Метамиелоциты	12.04 ± 5.88	39.00 (25.50– 52.50)*
Нейтрофилы палочкоядерные	5.71 ± 2.59	3.50 (1.50– 5.50)
Нейтрофилы сегментоядерные	0.88 ± 1.00	0.25 (0.00– 0.50)
Тромбоциты, %		
Тромбоциты	63.76 ± 9.84	39.88 (36.10–43.66)*
Тромбоциты округлые	20.97 ± 7.10	32.53 (22.58–42.48)
Тромбоциты веретеновидные	51.94 ± 10.55	30.18 (20.35–40.00)**
Тромбоциты голоядерные	27.08 ± 7.30	37.30 (37.17–37.42)**
Эритроциты, %		
Эритробласты	0.38 ± 0.16	1.70 ± 0.16*
Незрелые эритроциты	3.68 ± 0.67	11.68 ± 2.57*
Зрелые эритроциты	95.94 ± 0.59	86.63 ± 2.41*
Амитозы	0.28 ± 0.33	1.69 ± 1.54
Микроядра	1.28 ± 1.99	2.01 ± 2.85
Морфометрические показатели эритроцитов		
Площадь клеток, мкм^2	68.38 ± 7.47	77.74 ± 5.72
Площадь ядер, мкм^2	11.35 ± 1.49	10.49 ± 1.24
ЯЦО, усл. ед.	0.20 ± 0.03	0.14 ± 0.04*
Индекс формы, усл. ед.	0.66 ± 0.07	0.62 ± 0.07

Примечание. ЯЦО — ядерно-цитоплазматическое отношение. В скобках приведены минимальные и максимальные значения. Результаты инвазированных и неинвазированных рыб достоверно отличаются:
* при $p < 0.01$;
** при $p < 0.05$.

Н.Т. Ивановой (1983) отмечены псевдобазо- и эозинофилы в крови донской сельди. В нашем исследовании у инвазированных рыб были встречены две клетки, которые обладали оксифильной цитоплазмой, но без характерной для эозинофилов зернистости. Наличие у тюльки одного или более типов гранулоцитов нуждается в уточнении другими методами исследований.

Анализ литературы показал, что трипаносомы — случайные паразиты для этого вида рыб и могут быть примером экзотрансформации жизненного цикла паразитов (Фролов, 2015), хотя пути передачи инфекции не очень понятны. Учитывая распространенность и численность тюльки в водоемах Верхней Волги (Карабанов, 2009), она может представлять дополнительный резервуар для инфекции. В то же время, инвазирование тюлек трипаносомами, что ранее было для них нехарактерно, может свидетельствовать о включении вида в новые пищевые цепочки в водоемах.

Увеличение площади эритроцитов у инфицированных рыб при уменьшении доли зрелых клеток в крови, по-видимому, одна из компенсаторных реакций и способ увеличения переноса кислорода в крови. Ранее у лещей, напротив, было обнаружено уменьшение площади клеток и возрастание ядерно-цитоплазматического отношения (Lapirova, Zabotkina, 2018). Возможно, это связано с длительностью инвазии, ее стадией, возрастом рыб и их физиологическими особенностями.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Заражение тюльки трипаносомами вызывает уменьшение в крови доли зрелых эритроцитов и их ядерно-цитоплазматического отношения, увеличение обилия лейкоцитов и сдвиг соотно-

шения лейкоцитов в сторону лимфопении и гранулоцитоза. По-видимому, как и у других рыб, паразитарная инвазия вызывает анемию у тюльки, изменения лейкоцитарного звена соответствуют таковым, обнаруженным у других видов рыб.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность М.И. Базарову и Ю.И. Соломатину (Институт биологии внутренних вод РАН) за помощь в сборе материала.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания г/р № 121050500046-8.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Головина Н.А., Стрелков В.Н., Воронин П.П. и др. 2007. Ихтиопатология. М.: Мир.

Жохов А.Е., Молодожникова Н.М. 2006. Таксономическое разнообразие паразитов рыбообразных и рыб бассейна Волги I. Паразитические простейшие (Protozoa) // Паразитология. Т. 40. № 3. С. 244.

Иванова Н.Т. 1983. Атлас клеток крови рыб. М.: Лег. и пищ. пром-сть

Карабанов Д.П. 2009. Генетико-биохимические адаптации черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) при расширении ареала: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва. 24 с.

Кириллов А.А., Кириллова Н.Ю., Чихляев И.В. 2018. Паразиты позвоночных животных Самарской области. Тольятти: Полиар.

Колесникова И.Я. 1996. Экология и фауна паразитических простейших рыб Рыбинского и Шекснинского водохранилищ: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок: Ин-т биологии внутр. вод РАН.

Трофимов Д.Ю., Цельмович О.Л., Заботкина Е.А. 2022. Лейкоциты и тромбоциты периферической крови тюльки черноморско-каспийской (*Clupeonella cultriventris* Nordmann, 1840) Иваньковского и Угличского водохранилищ // Тр. Ин-та биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. № 100(103). С. 17. https://doi.org/.org/47021/0320-3557-2022-17-34

Фролов А.О., Малышева М.Н., Костыгов А.Ю. 2015. Трансформации жизненных циклов в эволюционной истории трипаносоматид. Макротрансформации // Паразитология. Т. 49. № 4. С. 233.

Clauss T.M., Dove A.D.M., Arnold J.E. 2008. Hematologic disorders of fish // Veterinary clinics of North America: exotic animal practice. V. 11. № 3. P. 445. https://doi.org/.org/10.1016/j.cvex.2008.03.007

De Souza W., Barrias E.S. 2020. May the epimastigote form of Trypanosoma cruzi be infective? // Acta Tropica. V. 212. P. 105688. https://doi.org/.org/10.1016/j.actatropica.2020.105688

Grybchuk-Ieremenko A., Losev A., Kostygov A.Y. et al. 2014. High prevalence of trypanosome co-infections in freshwater fishes // Folia Parasitologica. V. 61. № 6. P. 495. https://doi.org/.org/10.14411/fp.2014.064

Gupta N., Gupta D.K. 2012. Erythropenia in piscine trypanosomiasis // Trends Parasitol. Res. V. 1. № 1. P. 1.

Lapirova T.B., Zabotkina E.A. 2018. Effect of trypanosomiasis on hematologic characteristics of bream (*Abramis brama*) // Regul. Mechanism Biosyst. V. 9. №. 3. P. 309. https://doi.org/.org/10.15421/021845

Osman H.A.M., Fadel N.G., Ali A.T. 2009. Biochemical and histopathological alterations in catfish, *Clarias gariepinus*, infected with trypanosomiasis with special reference to immunization // Egypt J. ComP. Pathol. Clinical Pathol. V. 22. P. 164.

Slynko Yu.V., Korneva L.G., Rivier I.K. et al. 2002. The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor // Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. P. 399. https://doi.org/.org/10.1007/978-94-015-9956-6_40

Zintl A., Voorheis H.P., Holland C.V. 2000. Experimental infections of farmed eels with different *Trypanosoma granulosum* life-cycle stages and investigation of pleomorphism // J. Parasitol. V. 86. № 1. P. 56. https://doi.org/.org/10.2307/3284908

Effect of Trypanosome Infection on Hematological Parameters of the Black Sea Sprat (*Clupeonella cultriventris*) from the Ivankovo Reservoir

D. Yu. Trofimov[1, *], E. A. Zabotkina[1]

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

[*]*e-mail: dytrof@ibiw.ru*

For the first time, light microscopy was used to study the parameters of red and white blood cells and thrombocytes were studied in the Black Sea Sprat (*Clupeonella cultriventris* Nordmann) from the Ivankovo Reservoir, in the peripheral blood of which trypanosomes were found. A shift in the composition of erythrocytes towards immature cells, lymphopenia, an increase in the proportion of immature granulocytes, and a decrease in the proportion of platelets are shown. It was noted that earlier this species of fish in the Ivankovo reservoir was not infected with trypanosomes.

Keywords: Trypanosoma sp., Black Sea Sprat, peripheral blood, leukocytes, erythrocytes, thrombocytes, cell morphometric parameters

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД, 2024, № 2, с. 358–362

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

УДК 502/504

ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОПЛАСТИКА В ПОЙМЕННОМ АЛЛЮВИИ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

© 2024 г. О. Ю. Сурсимова[a, *], Л. В. Муравьева[a], А. Р. Сергеев[a], О. А. Тихомиров[a], Н. Б. Прокофьева[a]

[a] *Тверской государственный университет, Тверь, Россия*

[*] *e-mail: Sursimova.OY@tversu.ru*

Поступила в редакцию 10.02.2023 г.
После доработки 22.03.2023 г.
Принята к публикации 07.06.2023 г.

Представлены результаты исследования накопления микропластика в пойменном аллювии р. Волги в районе г. Твери. Пробы грунта отбирали в черте города, выше и ниже по течению реки. Обработку проб проводили по модифицированному методу Национального управления океанических и атмосферных исследований США (NOAA). Частицы микропластика выявлены во всех пробах, наибольшее количество обнаружено в районе размещения предприятий по производству и переработке пластика. Установлено, что во всех отобранных образцах преобладают пленки, гранулы и фрагменты частиц пластика размером от 1 до 2.5 мм по наибольшей оси.

Ключевые слова: микропластик, пойменный аллювий, р. Волга, морфологические характеристики частиц микропластика

DOI: 10.31857/S0320965224020158 **EDN:** xsfbwk

В настоящее время загрязнение окружающей среды устойчивыми к разрушению пластиковыми отходами — одна из актуальных проблем современной экологии. Физико-химические свойства пластика делают его незаменимым в промышленном производстве широкого круга изделий различного назначения. Пластиковые отходы частично перерабатываются, однако значительное их количество направляется на свалки, попадает в окружающую среду, где в результате механических воздействий, процессов фотолиза и гидролиза пластик распадается на микрочастицы (Barnes et al., 2009).

После исследований в работах (Thompson et al., 2004; Arthur et al., 2009; Cole et al., 2011 и др.) объединенная группа экспертов по научным аспектам защиты морской среды (GESAMP) определила МП как “пластиковые частицы диаметром <5 мм, включая частицы диапазона (1 нм)”.[1, 2] Установление верхнего предела МП в 5 мм по наибольшему измерению получило распространение по всему миру. По определению из работы (Frias, Nash, 2019), МП – это любая синтетическая твердая частица или полимерный материал, правильной или неправильной формы, размером от 1 мкм до 5 мм, первичного или вторичного происхождения, нерастворимая в воде. Микрочастицы имеют широкий спектр морфологических признаков и низкую плотность, в результате чего легко разносятся на большие расстояния с воздушными и водными потоками, а также способны накапливаться в живых организмах (Каурова, 2021).

Одним из основных путей переноса МП на суше являются реки, при этом значительная часть частиц оседает вдоль берегов в пойменном аллювии (Rilling, 2012). Кроме того, береговая полоса часто подвержена высокой антропогенной нагрузке в результате рекреационного использования, поступления загрязненных сточных вод, что также способствует накоплению частиц полимеров. Следует отметить, что вопросы участия пластика в формировании экологического состояния Верхневолжского региона почти не исследованы. В связи с этим, проблема загрязнения Верхней Волги МП, несомненно, актуальна и требует всестороннего рассмотрения. Была поставлена задача изучить содержание и распространение частиц микропластика в пойменном аллювии р. Волги в районе г. Твери и дать анализ их морфологических характеристик.

Для исследования загрязнения МП на территории Верхневолжья в октябре 2022 г. были

[1] GESAMP. 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (part 1).
[2] GESAMP. 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (part 2).

Сокращения: МП — микропластик.

отобраны пробы грунта по берегам р. Волги на протяжении 30 км. Образцы изымали на удалении 0.5–1.5 м от уреза воды в 8 точках. Все точки располагались в пределах современной поймы р. Волги (естественная пойма затоплена при создании Иваньковского водохранилища), представляющей собой полосу шириной 3–12 м. Пойма ограничена крутым, местами обрывистым склоном первой надпойменной террасы высотой 2–2.5 м; с поверхности сложена песчаным и супесчаным аллювием, с включением гравийно-галечного материала. Вдоль склона террасы развита древесно-кустарниковая растительность (из ивы трех- (*Salix triandra* L.) и пятитычинковой (*Salix pentandra* L.), ивы козьей (*Salix caprea* L.), ольхи серой (*Alnus incana* L.). Ближе к урезу и на мелководье фрагментарно распространены осоки (водная (*Carex aquatilis* L.), острая (*Carex acuta* L.) и др.), вейник наземный (*Calamagrostis epigejos* L.), тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Заросли тростника наиболее развиты на точке № 6. Минимальный растительный покров характерен для точки № 2 (городской пляж). Образцы грунта отбирали на участках пляжевых отложений, свободных от растительного покрова.

Пункты отбора проб находились в районе г. Твери (первого крупного промышленного центра в верхнем течении реки с населением >400 тыс. человек). Точка № 1 располагалась в 12 км выше по течению р. Волги от г. Твери (рис. 1). Предполагалось рассматривать ее как фоновую, не подверженную влиянию города. Точки № 2–5 находились в черте города: точка № 2 – в пределах городского пляжа, точки № 3 и № 4 – в местах неорганизованного отдыха; точка № 5 – в 300 м к юго-западу от комбината по производству стройматериалов и предприятий машиностроения. Точка № 6 находилась в пригородной зоне — ниже по течению р. Волги относительно крупной промышленной зоны (в 0.5 км ниже городских очистных сооружений, в 1.5 км ниже речного порта и в 3.5 км ниже предприятий по переработке и производству пластиковых изделий). Точки № 7–8 размещались за городом, ниже по течению р. Волги на удалении 7 и 12 км от точки № 6. Они служили контролем возможного выноса частиц МП с городской территории.

Образцы влажного песчаного пляжного грунта в каждом пункте отбирали с четырех пробных площадок размером 0.25 м × 0.25 м и глубиной 5 см. Пробы транспортировали в лабораторию для просушки и дальнейшего анализа. В камеральных условиях проводили обработку образцов с применением модифицированного метода NOAA (Masura et al., 2015; (Зобков, Есюкова, 2018; Глушко и др., 2021).

Пробы грунта просушивали в сушильном шкафу при температуре 65–70°C и в дальнейшем просеивались через набор сит при помощи вибрационного анализатора для выделения следующих размерных групп: >5 мм, 1–5 мм, <1 мм. Для анализа использовали фракцию с размером частиц 1–5 мм, в пределах этой группы проводили дальнейшее исследование. Частицы МП, определяемые визуально, извлекались пинцетом. Оставшиеся в пробе частицы выделяли при помощи метода флотации в солевом растворе (35‰). Для очищения от органических примесей проводили окисление проб перекисью водорода концентрацией 55%. Выявленные частицы промывали дистиллированной водой, помещали в стерильные чашки Петри, просушивали. При помощи цифрового USB-микроскопа “Микмед 5.0” определяли общее количество частиц в каждой пробе и разделяли их на морфологические типы согласно классификации в работе (Frias, Nash, 2019), определяли массу, размер и цвет частиц. Дополнительно проводили тест “горячей иглой” (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Первичный анализ показал, что суммарное количество частиц МП во всех восьми пробах достигало 1000 ед. общей массой 6.97 г. Наиболее распространенной категорией частиц по форме были пленки — 53.1% общего количества (табл. 1), фрагменты нерегулярной формы составили 31.4, гранулы призматической, кубовидной и ромбовидной формы –14.1, сферы — 0.8, волокна — 0.6. Наиболее многочисленную группу образовали частицы размером 1–2.5 мм (74.3%), бóльшую их часть представляли гранулы и пленки. Оценка цветовой гаммы позволила сделать вывод о высокой распространенности прозрачных частиц микропластика, а также частиц белого, бежевого и голубого цвета.

Выявлены существенные различия содержания МП в разных пунктах. В большинстве проб содержание частиц МП варьировало от 3 до 14 ед./м^2, лишь в точке № 6 оно составило 937 ед./м^2.

В пробе точки № 1 обнаружено незначительное количество МП — две гранулы и две пленки общей массой 0.0015 г. В точках № 2–4 количество частиц варьировало от 3 до 13, наибольшее загрязнение было в точке № 2 (на городском пляже). В точках № 3–4 преобладали пленки, также встречались фрагменты и сферы. На пляже >50% (53.9%) частиц были представлены гранулами. Масса МП на точках № 2–4 колебалась от 0.0025 до 0.029 г. В пробе точки № 5 выявлено большое содержание пленок (90% общего количества частиц) массой 0.23 г.

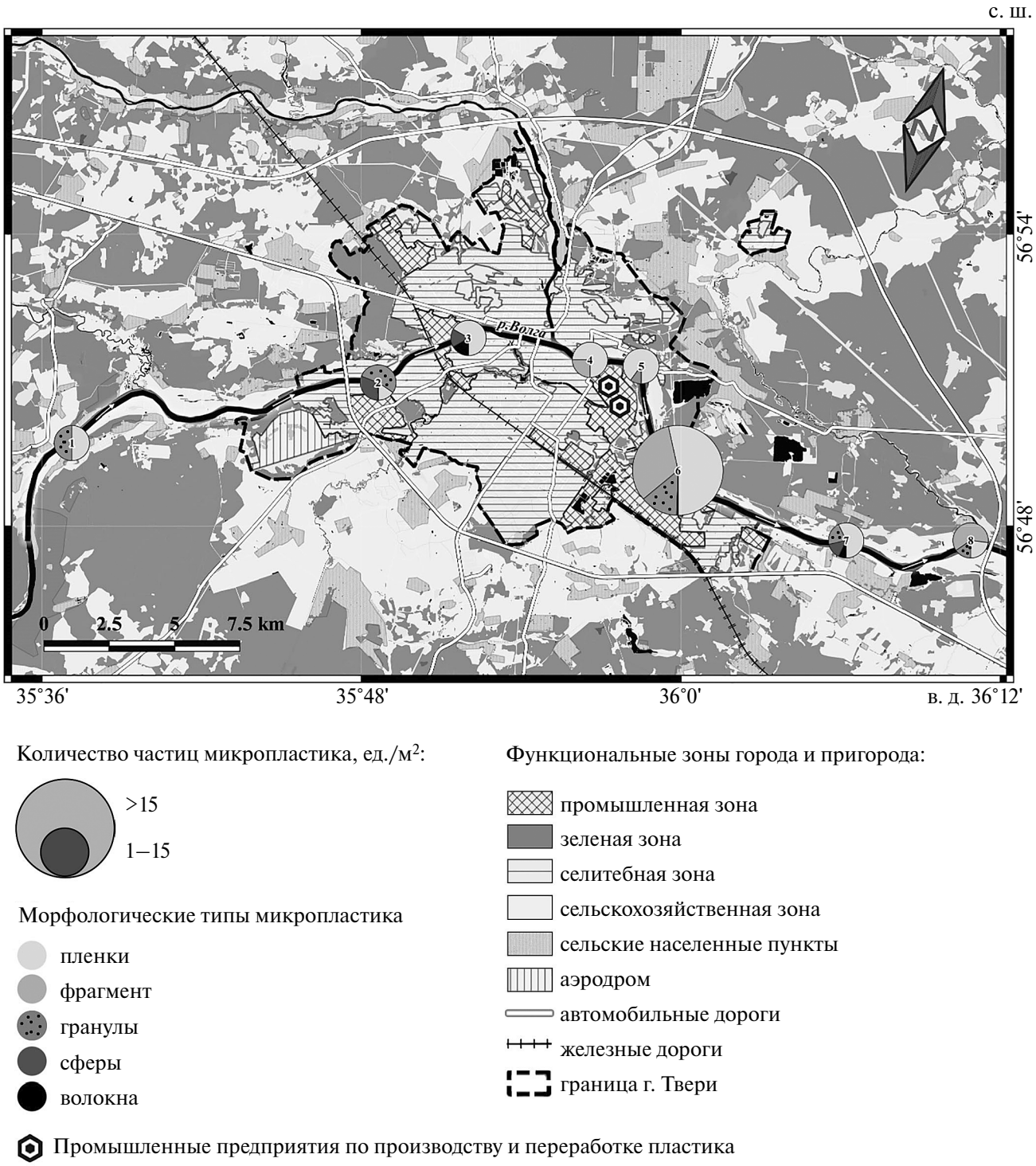

Рис. 1. Распределение частиц МП в пойменном аллювии р. Волги в районе г. Твери, 2022 г. 1–8 — точки отбора пробы.

Особое внимание следует уделить результатам, полученным в точке № 6 (д. Иенево). Участок расположен на левом берегу р. Волги, ниже по течению относительно промышленной зоны г. Твери. На этой индустриальной площадке располагаются два крупных предприятия (рис. 1) по производству и переработке синтетических полимеров: завод

Таблица 1. Содержание частиц МП разной формы в пойменном аллювии р. Волги в районе г. Твери

Точки отбора пробы	Общее количество частиц, ед./м^2	Количество частиц микропластика разной формы									
		гранулы		фрагменты		пленки		волокна		сферы	
		ед./м^2	%	ед./м^2	%	ед./м^2	%	ед./м^2	%	ед./м^2	%
1	4	2	50	0	0	2	50	0	0	0	0
2	13	7	53.9	0	0	2	15.4	0	0	4	30.8
3	6	0	0	0	0	4	66.7	1	16.7	1	16.7
4	3	0	0	1	33.3	2	66.7	0	0	0	0
5	10	1	10	0	0	9	90	0	0	0	0
6	937	126	13.5	305	32.5	501	53.5	4	0.4	1	0,1
7	14	3	21.4	0	0	8	57.1	1	7.1	2	14.3
8	13	2	15.4	8	61.5	3	23.1	0	0	0	0

ОАО “Сибур-ПЭТФ”[3] и Тверской завод вторичных полимеров (ТЗВП).[4]

В пробе, взятой на точке № 6, обнаружено 937 ед./м^2 МП общей массой 6.66 г. Основная часть МП была в виде пленок (53.5%) и фрагментов (25%) Пленки представлены преимущественно прозрачными разновидностями, фрагменты — голубыми, а также прозрачными и белыми. Следует отметить, что в этой пробе присутствовали все морфологические типы МП. Кроме того, только в этой пробе отмечено большое разнообразие цветовых вариантов, встречены частицы красного, оранжевого, синего, зеленого, фиолетового, коричневого цвета. По-видимому, такое значительное загрязнение связано с деятельностью указанных предприятий. Поскольку содержание МП в сточных водах этих заводов не нормируется и не определяется, необходимы дальнейшие исследования для уточнения источника его поступления. Известно, что концентрация частиц в прибрежных грунтах значительно превышает таковую в водной толще (Поздняков и др., 2020). Кроме того, накоплению МП могло способствовать наличие воздушно-водной растительности, обильно представленной на данной точке. Исследования в работе (Berezina et al., 2021) свидетельствуют о значимости растительной биоты в транспорте и накоплении микрочастиц. Казмирук (2022) выявил ряд механизмов, в результате которых зоны из макрофитов способны эффективно задерживать пластиковые микрочастицы.

В пробах на точках № 7 и № 8 содержание МП составило 13–14 ед./м^2, что значительно меньше, чем в точке № 6 и немного больше, чем на точках, расположенных выше по течению. Морфологические характеристики и цвет частиц сходны с таковыми на точках № 1–№ 5. Преобладают частицы преимущественно белого цвета и прозрачные, в точке № 7 – сферы и гранулы, в точке № 8 – гранулы, фрагменты и пленки. Таким образом, в 7 км ниже по течению от точки № 6 существенного накопления МП не обнаружено. Требуется дальнейшее изучение переноса частиц МП водным потоком и их аккумуляции в пойменном аллювии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что МП обнаружен на всех обследованных участках, его среднее содержание было 9 ± 1.88 ед./м^2 (без учета точки № 6). Выявлена тенденция незначительного увеличения количества частиц в местах активного пляжного отдыха г. Твери (точки № 2 и № 3) и вблизи промышленных предприятий (точка № 5). Наиболее высокий уровень загрязнения МП обнаружен в точке № 6, расположенной ниже по течению реки от промышленной зоны.

Полученные данные свидетельствуют о наличии проблемы загрязнения Верхней Волги частицами МП. Дальнейшие исследования предполагают изучение источников поступления, выявление путей миграции, а также анализ полимерного состава микрочастиц методом ИК-Фурье спектрометрии. Необходимо расширение территориального охвата и изучения динамики накопления МП в компонентах природной среды.

[3] Производит полиэтилентерефталат (ПЭТФ) до 75.250 тыс. т/год и вторичный полиэтилентерефталат до 1.5 тыс. т/год (https://www.sibur.ru/SiburPETF/about/).

[4] Перерабатывает пластиковые потребительские отходы. ТЗВП производит ПЭТ-хлопья (ПЭТ — полиэтилентерефталат), ПНД — регранулят (ПНД — полиэтилен низкого давления), ПВД-регранулят (ПВД — вторичный полиэтилен высокого давления низкой плотности), полиэстеровую упаковочную ленту. Цвет производимых хлопьев и гранул — коричневый, голубой, зеленый, красный, бежевый, прозрачный https://ecotechpro.ru/company).

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование выполнено на личные средства авторов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Глушко А.Е., Беспалова Л.А. 2021. Микропластик в пляжевых отложениях Азовского моря: морфологические и морфометрические особенности // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. № 1. С. 99.

Зобков М.Б., Есюкова Е.Е. 2018. Микропластик в морской среде: обзор методов отбора, подготовка и анализ проб воды, донных отложений и береговых наносов // Океанология. Т. 58. № 1. С. 149.

Казмирук В.Д. 2022. Почему в зарослях макрофитов много пластика: действующие механизмы // Матер. I Всерос. конф. с междунар. участием по загрязнению окружающей среды микропластиком "MicroPlasticsEnvironment-2022"

Каурова З. 2021. Содержание микропластиковых частиц в воде в верхнем и среднем течении реки Нева // Norwegian J. DeveloP. Int. Sci. № 76–1. С. 3.

Поздняков Ш.Р., Иванова Е.В., Гузева А.В. и др. 2020. Исследование содержания частиц микропластика в воде, донных отложениях и грунтах прибрежной территории Невской губы Финского залива // Водн. ресурсы. Т. 47. № 4. С. 599.

Arthur C., Baker J., Bamford H. 2009. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris. NOAA marine debris program. Technical memorandum NOS-OR&R-30.

Barnes D., Galgani F., Thompson R., Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments // Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biol. Sci. V. 364. P. 1985.

Berezina A., Yakushev E., Savchuk O. et al. 2021. Modelling the influence from biota and organic matter on the transport dynamics of microplastics in the water column and bottom sediments in the Oslo Fjord // Water. V. 13(19). P. 2690.

Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review // Mar. Pollut. Bull. V. 62. P. 2588.

Frias J., Nash R. 2019. Microplastics: finding a consensus on the definition // Mar. Pollut. Bull. V. 138. P. 145.

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification // Environ. Sci. Technol. V. 46. P. 3060.

Masura J., Baker J., Foster G. et al. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.

Rilling M.C. 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? // Environ. Sci. Technol. V. 46. P. 6453.

Thompson R.C., Olsen Y.S., Mitchell R.P. et al. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? // Science. V. 304(5672). P. 838. https://doi.org/10.1126/science.1094559.

Research of the Microplastic Content in the Floodplain Alluvium of the Upper Volga

O. Y. Sursimova[1, *], L. V. Muravieva[1], A. R. Sergeev[1], O. A. Tikhomirov[1], N. B. Prokofieva[1]

[1]*Tver State University, Tver, Russia*

**e-mail: Sursimova.OY@tversu.ru*

The results of a study of the accumulation of microplastics in the caught alluvium of the river. Volga near the city of Tver. There were significant soil samples within the city, upstream and downstream of the river. Sample processing was carried out according to the modified method of the US Atmospheric and Oceanic Administration (NOAA). Microplastic particles are found in all samples, limiting the number of coverages in the inclusion area for the production and increase in the amount of plastic. It was found that films, granules and fragments of plastic particles ranging in size from 1 to 2.5 mm along the largest axis predominate in all selected samples.

Keywords: microplastics, caught alluvium, River Volga, morphological characteristics of microplastic particles