

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ  
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМ. И. Д. ПАПАНИНА РАН

# АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

Материалы

VIII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ 85-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ  
ДОКТОРА БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК, ПРОФЕССОРА  
БОРИСА АЛЕКСАНДРОВИЧА ФЛЁРОВА

и ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ  
СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД  
В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

17–20 октября 2023 г., Борок

Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы





**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**



**МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ  
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ**



**ФГБУН ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД  
ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН**

# **АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ**

**Материалы**

**VIII ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ 85-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ  
ДОКТОРА БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК, ПРОФЕССОРА  
БОРИСА АЛЕКСАНДРОВИЧА ФЛЁРОВА**

**и ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ**

**СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ  
СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ  
АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ  
17–20 октября 2023 г., Борок**

**БОРОК, 2023**

УДК [574.47(063): 504.4.054(063)](092)  
ББК 28.088.л6  
А72

*Печатается в соответствии с решением оргкомитета VIII Всероссийской конференции*

*Ответственный редактор:*

И. И. Томилина (ведущий научный сотрудник, к.б.н.) ИБВВ РАН;

*Рецензент:*

А. В. Крылов, д.б.н., профессор, директор ИБВВ РАН.

*Обложка:* на лицевой части фотография Д. Д. Павлова – Карелия, река Сегежа, 2023 г.; на обороте фотография П. Б. Михеева – место слияния рек Вильва (загрязненная) и Лытва (без загрязнения), 14 июля 2023 г. Характер загрязнения: кислые воды, поступающие из заброшенных шахт Кизеловского угольного бассейна (Пермский край).

**А72 Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы** : сборник материалов / отв. ред. И. И. Томилина - Ярославль : Филигрань. – 2023. – 301 с. – VIII Всероссийская конференция по водной экотоксикологии, посвященная 85-летию со дня рождения Бориса Александровича Флёрова. (Борок, 17–20 октября 2023 г.).

**ISBN 978-5-6050550-6-8**

В сборнике опубликованы материалы докладов VIII Всероссийской конференции «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» по водной экотоксикологии, посвященной 85-летию со дня рождения доктора биологических наук, профессора Бориса Александровича Флёрова, и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки» по широкому кругу теоретических и практических вопросов водной экотоксикологии и охраны окружающей среды, проходящей с 17 по 20 октября 2023 г. в Борке.

Рассматриваются судьба, биодоступность, биотрансформация, биоаккумуляция загрязняющих веществ; биохимические, физиологические поведенческие реакции гидробионтов на действие антропогенных факторов. Приведены методы и критерии оценки качества вод, состояния водных экосистем и водных объектов, проблемы регионального нормирования.

Для широкого круга специалистов: токсикологов, гидробиологов, экологов, гидрохимиков, ихтиологов, зоологов, альгологов. Материалы публикуются в авторской редакции

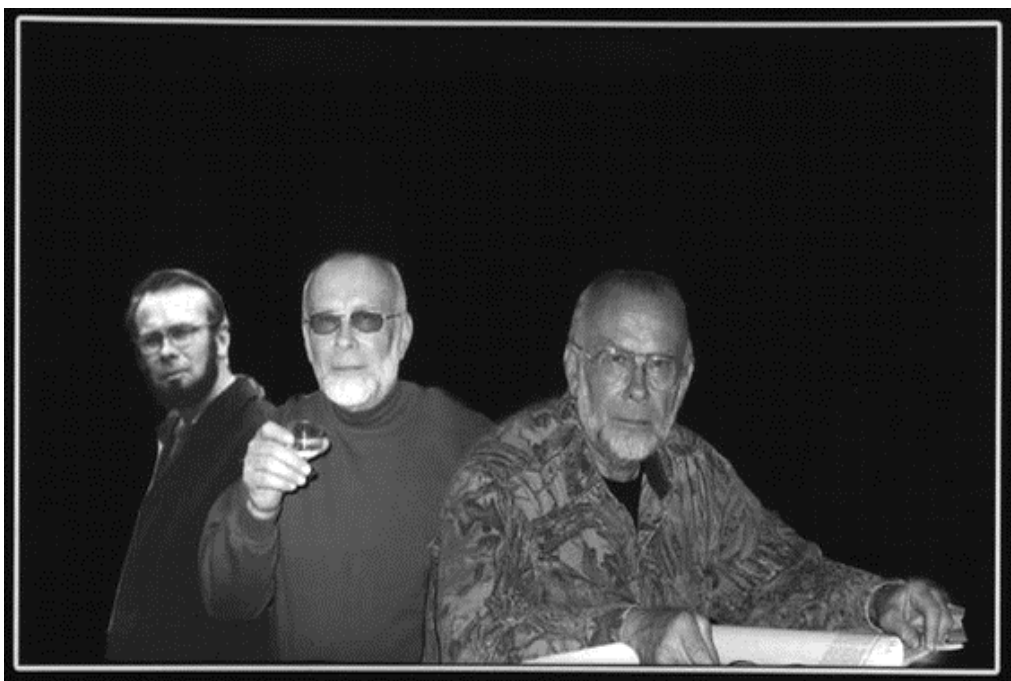
Материалы сборника размещены на сайте ИБВВ РАН: <http://www.ibiw.ru>

УДК [574.47(063): 504.4.054(063)](092)  
ББК 28.088.л6

**ISBN 978-5-6050550-6-8**  
2023

© Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,

© Павлов Д.Д., фото на обложке, 2023  
© Михеев П. Б., фото на обложке, 2023



*Борис Александрович  
Флеров  
1937 - 2005*





Компания «БиоЛайн» сотрудничает с ведущими и инновационными мировыми компаниями, предлагая различные технологии для решения научных и научно–практических задач в биологических исследованиях. Наша миссия состоит в том, чтобы быть Вашим партнером в области научных исследований и дать Вам возможность двигаться вперед в науке, используя самые современные технологии и методы.

«БиоЛайн» – это команда увлеченных специалистов, которые помогают лабораториям внедрять и активно использовать современные технологии исследований, например, микроскопию высокого разрешения, методы *single cell* на тканевом и молекулярном уровне, анализ клеток на основе алгоритмов машинного обучения. Специалисты и инженеры компании привыкли решать вопросы клиентов и добиваться, чтобы каждый установленный прибор – от простого микроскопа до многопараметрового сортера – устойчиво работал и обеспечивал надежные научные результаты для клиентов.

197022, Россия, Санкт-Петербург,  
ул. Профессора Попова,  
д. 23, лит. Е  
тел.: +7 (812) 320 49 49  
e-mail: [main@bioline.ru](mailto:main@bioline.ru)  
web: [bioline.ru](http://bioline.ru)

**ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ  
В ПТИЦАХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНОГО ПРИМОРЬЯ**

М.А. Беланов<sup>1,2</sup>, М.Ю. Щелканов<sup>3,4,5,6</sup>, Д.В. Панкратов<sup>4</sup>, В.Ю. Цыганков<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Дальневосточный федеральный университет, Институт Мирового океана, 690922, г. Владивосток,  
belanov.ma@gmail.com

<sup>2</sup>Дальневосточный федеральный университет, Передовая инженерная школа «Институт  
биотехнологий, биоинженерии и пищевых систем», 690922, г. Владивосток, tsyganov.vyu@dyfu.ru

<sup>3</sup>Дальневосточный федеральный университет, Институт наук о жизни и биомедицины,  
690922, г. Владивосток, adarob@mail.ru

<sup>4</sup>Научно-исследовательский институт эпидемиологии и микробиологии им. Г.П. Сомова  
Роспотребнадзора, 690087, г. Владивосток, adarob@mail.ru

<sup>5</sup>Федеральный научный Центр биологического разнообразия наземной биоты Восточной Азии ДВО РАН,  
690022, г. Владивосток, adarob@mail.ru

<sup>6</sup>Национальный научный центр морской биологии ДВО РАН, 690041, г. Владивосток, adarob@mail.ru

В исследовании представлены уровни хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в органах птиц Южного Приморья. Выявлены приоритетные токсичные химические соединения для особей разных экологических групп.

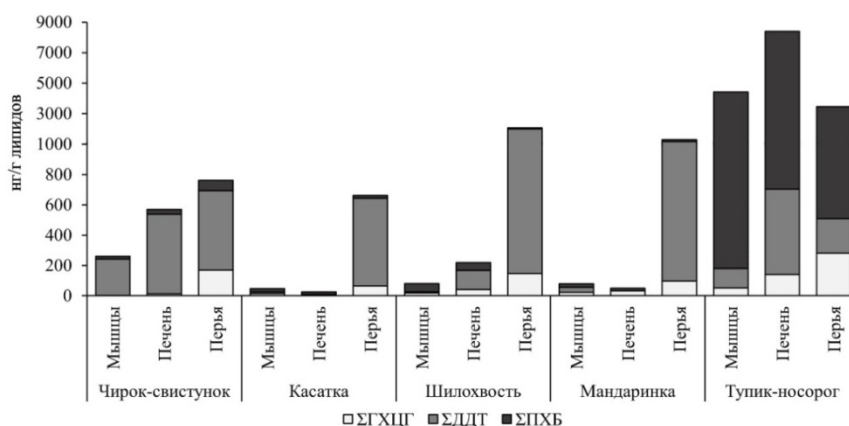
Водные экосистемы Южного Приморья представляют собой уникальный по своему биоразнообразию экологический комплекс, особенно в отношении орнитофауны. Эти экосистемы объединяют различные территории, включая водно-болотные угодья, лесные массивы и прибрежно-островные территории. Это обеспечивает множество видов с различными экологическими требованиями возможностью выбирать оптимальные условия для гнездования или использовать ее как «хаб» на пути сезонных миграций. Биоразнообразие водных экосистем является важным элементом устойчивости биотических сообществ, однако, водные экосистемы подвержены различным видам антропогенного вмешательства, из которых наиболее ярко выражено поступление токсичных химических веществ.

Птицы обычно занимают высокий трофический уровень и крайне чувствительны к изменениям окружающей среды. Стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ) являются наиболее показательной группой токсикантов, оказывающих хорошо заметное воздействие на птиц. В особенности они влияют на эндокринную, иммунную и нервную системы, репродукцию, развитие и рост. В период массового и бесконтрольного применения хлорорганических пестицидов (ХОП), в частности дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ) и гексахлорциклопексана (ГХЦГ), наблюдались сокращения популяций многих видов птиц [1]. Цель работы – исследовать содержание ХОП и ПХБ в органах птиц водных экосистем Южного Приморья и определить приоритетную группу поллютантов, воздействующую на птиц в этом регионе.

Исследовали пять видов птиц: чирок-свиистунок (*Anas crecca*, N = 4), касатка (*Mareca falcata*, N = 6), шилохвость (*Anas acuta*, N = 2), мандаринка (*Aix galericulata*, N = 3) и тупик-носорог (*Cerorhinca monocerata*, N = 5). Образцы отбирали в 2021 г. на территории Южного Приморья, в апреле и мае – утиные, в июне – тупик-носорог. Лицензированный научный отстрел биологического материала первых четырех видов осуществлялся на территории Ханкайского района Приморского края. Особи тупика-носорога отобраны ведомственными органами (Росприроднадзор) в бухте Бойсмана (Японское море) и переданы авторам для анализа. Туши птиц разделяли на отдельные органы: печень, грудные мышцы и перья. Образцы замораживали (–20°C) и доставляли в лабораторию. Перед химическим анализом проводили гомогенизацию органов и тканей. Липиды извлекали из гомогенатов экстракцией гексаном с последующим разрушением жировых компонентов концентрированной серной кислотой [2]. Основное определение массового содержания хлорорганических ксенобиотиков в биоматериале проводили на газовом хромато-масс-спектрометре Shimadzu GCMS-QP2010 Ultra. В исследованных образцах среди ХОП и ПХБ определяли: 4,4' -ДДТ, 2,4' -ДДТ, 4,4' -ДДД, 2,4' -ДДД, 4,4' -ДДЕ, 2,4' -ДДЕ, α-, β-, γ-, δ-ГХЦГ – и конгенеры ПХБ 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180.

Уровни ΣСОЗ (ΣХОП + ΣПХБ) в различных органах птиц варьировали от 9 до 19 791 нг/г липидов. Концентрация ΣХОП в перьях находилась в диапазоне от 100 до 4 970 нг/г липидов, в печени – от 12 до 19 791 нг/г липидов, в грудных мышцах – от 9 до 15 593 нг/г липидов. Суммарные уровни ПХБ в перьевом материале находились в диапазоне от 11 до 4 386 нг/г липидов, в мышцах от 9 до 15 044 нг/г липидов, в печени от 11 до 18 103 нг/г липидов (рис.).

ДДТ (4,4' -ДДТ и 2,4' -ДДТ) обнаружен в грудных мышцах мандаринки (13–59 нг/г липидов) и печени тупика-носорога (22-115 нг/г липидов), единично – в перьях чирка-свистунка (356,2 нг/г липидов) и мандаринки (39,2 нг/г липидов), а также в мышцах тупика-носорога (41,4 нг/г липидов). Метаболит ДДЕ определен в перьевом материале всех видов птиц. Уровни этого поллютанта находились в диапазоне от 8 до 3 674 нг/г липидов. В мышцах и печени тупика-носорога отмечался во всех образцах, диапазоны составили 15–334 и 25–1 200 нг/г липидов, соответственно. ДДД единично встречался в перьях чирка-свистунка (896 нг/г липидов), в мышцах касатки (11 нг/г липидов) и тупика-носорога (31 нг/г липидов), и в печени чирка-свистунка (1 035 нг/г липидов) и шилохвосты (251 нг/г липидов).



**Рисунок.** Уровни сумм отдельных групп токсикантов в органах птиц, нг/г липидов.

Линдан (γ-ГХЦГ) выявлен в перьях всех видов, уровни составили от 1 до 65 нг/г липидов. В печени и мышцах определен исключительно в тупике носороге – 2–11 и 5–17 нг/г липидов соответственно. α-изомер ГХЦГ выявлен только в образцах перьевого материяла во всех видах, за исключением тупика-носорога. β- и δ-формы определены во всех видах птиц, за исключением печени и грудных мышц тупика-носорога.

Среди ПХБ во всех видах определен 28 конгенер, диапазон которого в перьях составил 11–121, в мышцах – 3–64, в печени 3–102 нг/г липидов, соответственно. В свою очередь, другой низкохлорированный ПХБ, 52 конгенер отмечен исключительно в пробах тупика-носорога, причем во всех органах. Как и некоторые высокохлорированные конгенеры – 101, 138 и 180. ПХБ 118 и 153 выявлены в перьях мандаринки, чирка-свистунка и тупика-носорога.

Биоаккумуляция СОЗ в птицах прежде всего связана с миграционным поведением, пищевой привычкой и жизненной стратегией определенного вида птиц. В исследовании выделяются две группы птиц: приуроченные к водно-болотным угодьям ("пресноводные" чирок-свистунок, касатка, шилохвость и мандаринка) и прибрежные ("морские" - тупик-носорог). Первая группа птиц схожа по трофическому статусу и экологическим характеристикам и питается преимущественно беспозвоночными, мальками рыб, некоторыми видами растений и их семенами. Тупик (вторая группа), в свою очередь, питается преимущественно анчоусом, сельдью, песчанками и другими гидробионтами, то есть имеет более высокий пищевой статус [3]. В то же время при поиске пищи он активно взаимодействует с водными массами, что отражается на концентрациях поллютантов (рис. 1). Уровни ПХБ были максимальны во всех пробах этого вида, что коррелирует с нашими прошлыми данными о высоких уровнях этой группы поллютантов в рыбах Японского моря [4].

Для оценки времени пребывания органических ксенобиотиков в экосистеме используется отношения концентраций ДДТ и продукта его деградации ДДЕ и отношение концентраций α- и β-форм к γ-изомеру ГХЦГ. В исследованных нами образцах отмечено преобладание β-ГХЦГ и ДДЕ, что свидетельствует о длительном прибывании органических токсикантов в экосистеме и отсутствии свежего поступления в районах пребывания птиц. В то же время, обнаружение в мышцах мандаринки исключительно ДДТ может указывать на зимовку и пролет многих утиных в Китай и Индию, где реализуется ограниченное применение пестицидов. Во всех пресноводных птицах преобладают низкохлорированные конгенеры ПХБ (28 и 52), которые указывают на преимущественное воздействие атмосферного переноса. В свою очередь, в органах тупика-носорога отмечено кратное превосходство уровней высокохлорированных ПХБ (101, 118, 153, 138 и 180), что может указывать на воздействие активного судоходства и соотносится с данными авторов [4].

Таким образом, экологические особенности различных видов птиц определяются отпечатками СОЗ в их органах. Для пресноводных птиц приоритетной группой поллютантов является ХОП, в свою очередь у морских преобладают ПХБ.

#### Список литературы:

1. Kunisue T. et al. Accumulation features of persistent organochlorines in resident and migratory birds from Asia // Environmental Pollution. 2003. Vol. 125, N 2. P. 157–172.
2. Tsygankov V.Yu., Boyarova M.D. Sample Preparation Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Aquatic Organisms by Gas Chromatography // Achievements in the Life Sciences. 2015. Vol. 9, N 1. P. 65–68.
3. Глущенко Ю.Н., Нечаев В.А., Редькин Я.А. Птицы Приморского края: краткий фаунистический обзор. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 523 с.
4. Donets M.M. et al. Flounders as indicators of environmental contamination by persistent organic pollutants and health risk // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 164. P. 111977.

### СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ МАКРОФИТАХ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

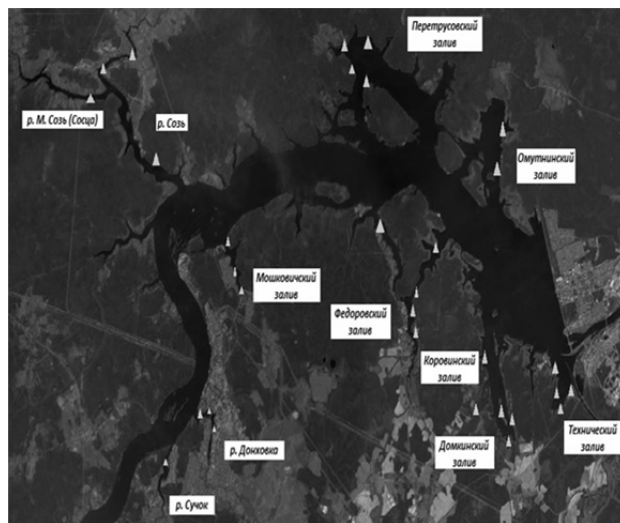
Е.А. Беляков<sup>1</sup>, Э.В. Гарин<sup>1</sup>, Е.А. Чекмарева<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, [euganybeliakov@yandex.ru](mailto:euganybeliakov@yandex.ru), [garinev@mail.ru](mailto:garinev@mail.ru)  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,

<sup>2</sup>Иваньковская НИС, Институт водных проблем РАН,  
171251, г. Конаково, Тверская обл., [irina\\_grigorieva@list.ru](mailto:irina_grigorieva@list.ru)

Проведены исследования накопления тяжелых металлов различными видами водных и прибрежно-водных макрофитов, произрастающих в заливах и устьях некоторых малых притоков Иваньковского водохранилища.

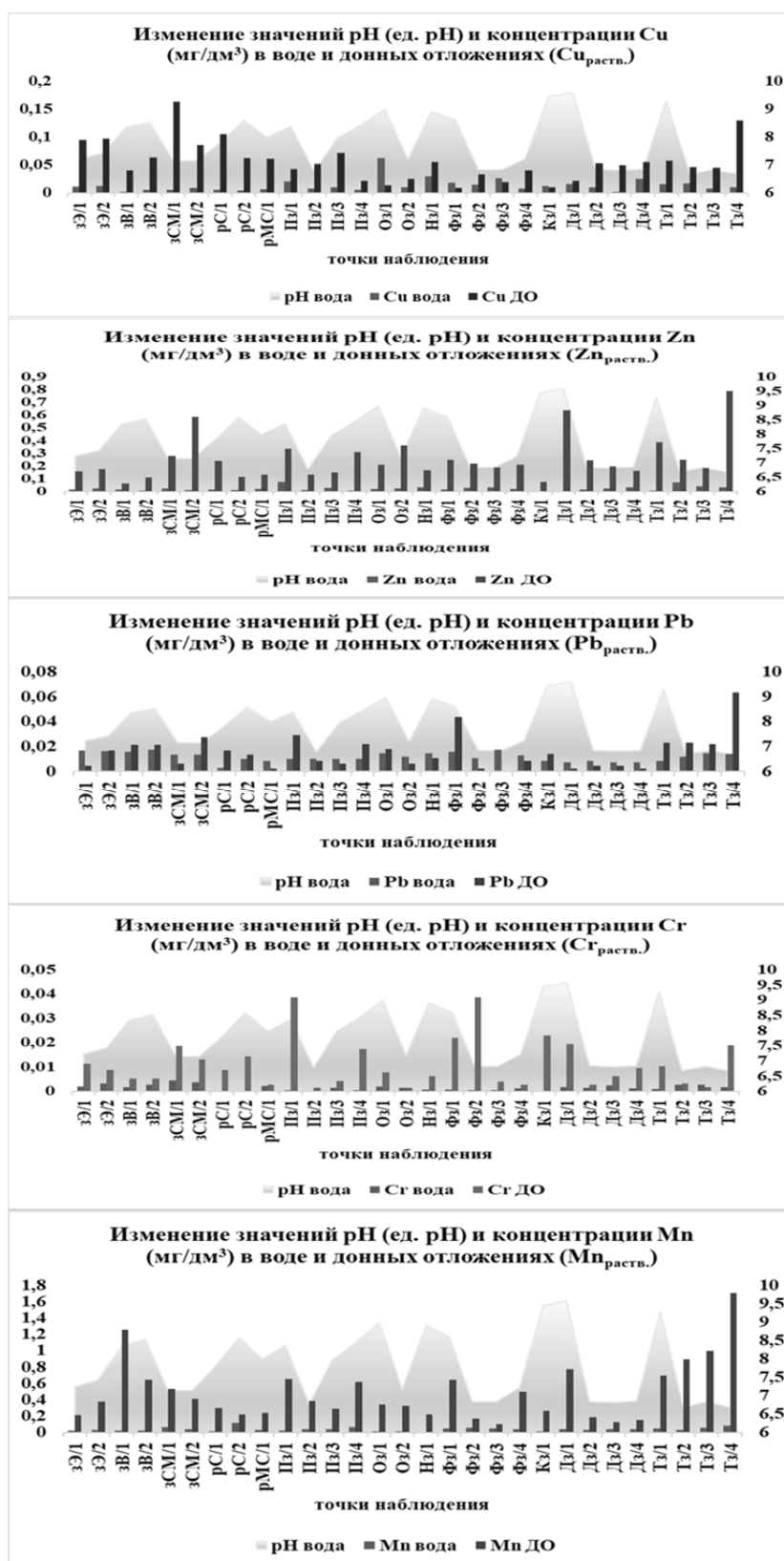
В период летней экспедиции 2021 года сотрудниками лаборатории высшей водной растительности ИБВВ им. Папанина РАН и Иваньковской НИС ИВП РАН отобраны образцы макрофитов, произведены укосы фитомассы (с площади 1 м<sup>2</sup>), определен флористический состав сообществ макрофитов в заливах Иваньковского водохранилища (п. Эммаус, д. Ст. Мелково, СНТ Волжанка, Перетрусовском, Омутнинском, Федоровском, Мошковичском, Техническом), в устьях малых притоков (рис. 1).



**Рис. 1.** Карта-схема отбора проб макрофитов на Волжском (слева) и Иваньковском (справа) плесах Иваньковского водохранилища, 2021 г.

Описание и отбор проб по заливам проводили вдоль береговой линии каждого крупного сообщества, наиболее характерных для водоема макрофитов. После описания растительных группировок проводится отбор проб растений с лодки, либо с прибрежной части суши. На биомассу макрофитов накладывали металлическую или деревянную рамку размером 1×1 метр. С данной площади 1 м<sup>2</sup> срезали укороченной косой надводную часть и погруженную (глубина не превышает 0.30 м), по возможности захватывали растение с корневой системой. Укос взвешивали на месте во влажном состоянии, при этом основная масса воды должна была стечь, далее проводили маркировку и укладывали в пакеты. В лаборатории растения укладывали на бумажное основание, подвешивали и сушили в проветриваемом помещении до воздушно-сухого состояния, после чего также взвешивали. С различных частей растения (корни, стебли, листья, цветки, плоды, семена) собирали среднюю пробу и нарезали навеску (стебли и листья делили на отрезки длиной 1–3 см) и размалывали на лабораторной мельнице с керамическими жерновами, просеивали через сито с отверстиями диаметром 1 мм. Остаток на сите после ручного измельчения ножницами или в ступке добавляли к просеянной части и тщательно перемешивали [1].





**Рис. 2.** Изменение концентрации тяжелого металла (мг/дм³) в воде и донных отложениях (мг/100 г), съемка 2021 г., Ивановское водохранилище. Точки наблюдения: зЭ/1, зЭ/2 – залив у п. Эммаус, зВ/1, зВ/2 – залив у СНТ Волжанка, зСМ/1, зСМ/2 – залив у д. Старое Мелково, рС/1, рС/2 – р. Сучок, рМС/1 – р. Малая Сось (Сосца), Пз/1, Пз/2, Пз/3, Пз/4 – Перетрусовский залив, Оз/1, Оз/2 – Омутнинский залив, Нз/1 – Новосельский залив, Фз/1, Фз/2, Фз/3, Фз/4 – Федоровский залив, Дз/1, Дз/2, Дз/3, Дз/4 – Домкинский залив, Тз/1, Тз/2, Тз/3, Тз/4 – Технический залив.

Был выполнен химический анализ валовой формы тяжелых металлов (цинка Zn, свинца Pb, меди Cu, хрома Cr, марганца Mn, кобальта Co, никеля Ni, кадмия Cd) для следующих видов макрофитов: *Zizania latifolia* (цицания широколистная), *Phragmites australis* (тростник обыкновенный), *Schoenoplectus lacustris*

(камыш озерный), *Trapa natans* (рогольник плавающий), *Potamogeton lucens* (рдест блестящий), *Nymphaea candida* (кувшинка снежно-белая), *Naphar lutea* (кубышка желтая), *Sagittaria sagittifolia* (стрелолист обыкновенный), *Stratiotes aloides* (телорез), *Stachys palustris* (чабрец болотный), род *Spirogyra* (нитчатые водоросли).

Проведенный корреляционный анализ между содержанием тяжелых металлов (Zn, Pb, Cu, Cr, Mn) в воде и донных отложениях (съемка на Иваньковском водохранилище 2021 г.), а также между водородным показателем pH в воде явной зависимости между показателями не выявил, так между pH воды и концентрациями Cu в воде корреляционная зависимость – 0.26 ед., между pH воды и концентрациями Cr в донных отложениях – 0.24 единиц. Корреляционная зависимость между концентрациями в воде и донных отложениях (водорастворимая форма) свинца составила 0.27 ед., марганца – 0.23 ед. Длина ряда при определении коэффициента корреляции составила 29 значений концентрации исследуемого тяжелого металла в воде и донных отложениях.

Изменения концентраций исследуемых тяжелых металлов в воде и донных отложениях по съемке Иваньковского водохранилища за 2021 г. (совместно с сотрудниками лаборатории высшей водной растительности ИБВВ РАН им. Папанина) представлены на рис. 2.

Максимальное содержание меди Cu свыше 1.5 мг/100 г отмечено в *Potamogeton lucens* (стебли), *Trapa natans* (корни) в д. Ст. Мелково, Омутнинском заливе и р. Сучок; минимальные значения > 0.1 мг/100 г – в *Trapa natans* (стебли и корни) на проточном участке р. Сучок в период интенсивной подпитки реки грунтовыми водами.

Свинец Pb (<1 мг/100 г) активно накапливали *Potamogeton lucens* (листья), *Nymphaea candida* (листья, стебли, цветы (max – 2.18 мг/100 г)), *Trapa natans* (корни), *Stachys palustris* (все растение), *Sagittaria sagittifolia* и *Stratiotes aloides* (листья и стебли), род *Spirogyra* в п. Эммаус, СНТ Волжанка, д. Ст. Мелково, р. Сучок, Федоровском заливе. Наиболее распространенная на территории водохранилища *Zizania latifolia* свинец Pb накапливала мало, 0.04 мг/100 г.

Средняя концентрация цинка Zn в макрофитах высокая и составляет 3.6 мг/100 г. Накопление происходит практически повсеместно. Содержание свыше 5 мг/100 г цинка Zn в макрофитах отмечено в *Trapa natans* (корни), *Nymphaea candida* (листья, стебли, цветы), *Stachys palustris* и *Stratiotes aloides* (стебли) в СНТ Волжанка, д. Ст. Мелково, р. Сучок, Федоровском заливе. Минимальные значения цинка Zn – в проточном участке р. Сучок, в листьях *Trapa natans* (1.4 мг/100 г).

Хром Cr накапливается в корневой системе *Trapa natans* (р. Сучок и Омутнинский залив), стеблях *Schoenoplectus lacustris*, стеблях и листьях *Zizania latifolia* (Технический залив). Концентрации хрома Cr > 0.1 мг/100 г наблюдаем в *Trapa natans*, *Nymphaea candida*, *Sagittaria sagittifolia* (д. Ст. Мелково, СНТ Волжанка), *Zizania latifolia* (Технический залив).

Содержание в макрофитах марганца Mn до 84.2 мг/100 г фиксировали в корнях *Potamogeton lucens* (д. Ст. Мелково), *Trapa natans* (р. Сучок, Омутнинский залив), стеблях *Nymphaea candida*, *Stratiotes aloides* (д. Ст. Мелково), семенах и стеблях *Schoenoplectus lacustris*. Наличие марганца в воде связано с поступлением высокоцветных вод с заболоченного водосбора.

Для выявления геохимического взаимодействия между системой «вода-донные отложения» необходимы подробные исследования, лабораторные эксперименты с известной концентрацией химического элемента в воде и накоплением его в донных отложениях.

В проточных речных водных системах, чаще всего, медь Cu и свинец Pb активно накапливают корни и прикорневая система.

Основное накопление свинца происходит в Волжском плесе Иваньковского водохранилища. Источниками загрязняющих веществ являются сточные воды г. Твери и территории застройки, промпредприятия (звероохозяйство в Ст. Мелково, Редкинский опытный завод и др.), автодороги.

Медь Cu и свинец Pb в водных системах активно накапливают погруженные части растений, прикрепленные и свободноплавающие виды ВВР, которые часто обладают большой площадью листа, крупным стеблем, с хорошим приростом фитомассы (*Trapa natans*, *Stratiotes aloides*, *Potamogeton lucens* и др.). Цветы, которые формируются за очень короткий период времени, могут являться частью макрофитов, накапливающей Pb и Zn, что связано с потреблением растением в период роста соединений и растворенных в воде веществ (например, цветы *Nymphaea candida*).

По предварительной оценке, *Schoenoplectus lacustris*, *Zizania latifolia*, как представители воздушно-водной ВВР могут накапливать литофильный Cr и биофильный Zn (по классификации М.В. Гольдшмита) в местах локального загрязнения. Возможно, это связано с обрастанием длинных стеблей водорослями, пресноводными губками, формированием множества пленок биологического происхождения и закреплением на стеблях взвешенных веществ, сорбирующих ЗВ, что требует дальнейшего изучения и отработки методики подготовки растений для химического анализа.

*Работа выполнена в рамках темы № FMWZ-2022-0002 Государственного задания ИВП РАН.*

#### Список литературы:

1. ГОСТ 30693-2000. Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Атомно-абсорбционный метод определения содержания меди, свинца, цинка и кадмия. Межгосударственный стандарт. Официальное издание.

- Межгосударственный совет по стандартизации, метрологии и сертификации. Минск, 2000. 8 с.
2. ПНД Ф 14.1:2:4.139-98 (дата актуализации 01.02.2020). Методика измерения массовых концентраций кобальта, никеля, меди, цинка, хрома, марганца, железа, серебра, кадмия, свинца в пробах питьевых, природных и сточных вод методом атомно-абсорбционной спектрометрии. Москва, 1998 г. 24 с.
  3. ОФС.1.5.3.009.15 Определение содержания тяжелых металлов и мышьяка в лекарственном растительном сырье и лекарственных растительных препаратах. Минздрав РФ. 13 с.
  4. РД 52.18.286-91 (изд. 2016 г.) МВИ измерений массовой доли водорастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия, кобальта, хрома, марганца) в пробах атомно-абсорбционным анализом. Москва, 1991. 37 с.

## ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ FE, ZN, CU, MN, NI, PB, CD, AS ОРГАНАМИ ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ РЕКИ АМУР

В.О. Бизбородов, Л.Т. Ковековдова

Дальневосточный федеральный университет,  
690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, bizborodov.vo@mail.ru

Рассчитаны коэффициенты биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As в мышцах и печени карася серебряного (*Carassius gibelio*), толстолобика белого (*Hypophthalmichthys molitrix*) и краснопёра монгольского (*Chanodichthys mongolicus*) из реки Амур. Наибольшие значения коэффициентов биоаккумуляции элементов характерны для печени рыб. Способность мышц эврифага карася серебряного к биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As была выше, чем в мышцах белого толстолобика и краснопёра монгольского. Выявлено сходство в накоплении исследованных элементов в мышцах белого толстолобика и краснопёра монгольского.

Способность органов карася серебряного к биоаккумуляции токсичных элементов Cd и Pb – «Сверхвысокая», As – «Выраженная»; органов толстолобика белого Cd – «Сверхвысокая», Pb и As – «Выраженная»; органов краснопера монгольского Cd – «Сверхвысокая», As – «Выраженная», Pb – «Слабовыраженная».

Амур – одна из крупнейших водных артерий Дальнего Востока России. Активное освоение его акваторий, в том числе Китаем, привело к поступлению в воды Амура большого количества токсичных элементов, негативно влияющих на биоту пресных водоемов [6].

Для цифрового выражения способности живого организма концентрировать в себе вредные вещества в экотоксикологии используется коэффициент биоаккумуляции – обобщенный показатель, выражающийся отношением концентрации вещества в организме (мкг/г сырой массы) к концентрации в окружающей среде (мкг/мл). Гидробионты фильтруют и пропускают через себя воду, содержащую различные вещества, в том числе и токсиканты, экстрагируя и накапливая часть из них. При этом концентрации накопленных веществ могут превышать их содержание в воде в тысячи раз [2].

Рыбы – прекрасный биоиндикатор для оценки уровня загрязнения водоемов и качества поверхностных вод. Занимая верхушку пищевой цепи, рыбы обладают выраженной способностью накапливать загрязняющие вещества, создавая опасность для человека, как потребителя водных биоресурсов.

Цель работы – определить коэффициенты биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As в органах карася серебряного (*Carassius gibelio*), толстолобика белого (*Hypophthalmichthys molitrix*) и краснопёра монгольского (*Chanodichthys mongolicus*) из реки Амур.

Образцы рыб отбирали летом 2021 г. в зонах промыслового рыболовства Троицкого рыбоперерабатывающего комбината (Хабаровский край). Отбирали взрослых особей не менее 10 каждого вида рыб. Для анализа были отобраны рыбы с различным типом питания: карась серебряный (*Carassius gibelio*) – эврифаг, толстолобик белый (*Hypophthalmichthys molitrix*) – типичный фитопланктофаг, краснопер монгольский (*Chanodichthys mongolicus*) – пелагический хищник.

Анализировали мышцы и печень рыб. До химического анализа образцы хранились в морозильной камере при температуре – 20°C. Образцы гомогенизировали и разлагали в соответствии с методом USEPA 3051 на установке CEM, Inc. MARS Express®, Matthews, NC, USA. Определение элементов проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре Shimadzu AA-7000 с электротермическим атомизатором с графитовой печью GFA-7000 (Shimadzu). Для атомизации использовали графитовую кювету с ω-образной платформой, в качестве источника света – лампы с полым катодом.

Точность и прецизионность используемого метода были подтверждены регулярным анализом стандартного образца SRM-1566B (National Institute of Standards and Technology (NIST)).

Статистический анализ осуществляли с помощью программного обеспечения IBM SPSS Statistics 21 для Windows 10.

Для расчета значений коэффициента биоаккумуляции использовались собственные данные по содержанию микроэлементов в органах рыб и сведения из литературных источников по содержанию микроэлементов в воде реки Амур в районах исследования [4, 5]. Коэффициент биоаккумуляции

рассчитывали делением средней концентрации элемента в органе на среднюю концентрацию элемента в воде.

В таблицах 1, 2, 3 представлены коэффициенты биоаккумуляции для органов трех промысловых видов рыб из реки Амур.

Таблица 1. Значения коэффициента биоаккумуляции элементов в органах *Carassius gibelio* в зависимости от содержания микроэлементов в воде нижнего Амура

Элемент		Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cd	Pb	As
Коэффициент	мышцы	85	1928	2114	322	133	2222	2850	423
бионакопления	печень	126	1864	5293	367	167	11667	2900	500

Таблица 2. Значения коэффициента биоаккумуляции элементов в органах *Hypophthalmichthys molitrix* в зависимости от содержания микроэлементов в воде нижнего Амура

Элемент		Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cd	Pb	As
Коэффициент	мышцы	70	1376	1193	300	183	1667	—	410
бионакопления	печень	106	1860	5507	355	233	5000	700	385

Примечание. «—» – концентрация элемента ниже предела обнаружения.

Таблица 3. Значения коэффициента биоаккумуляции элементов в органах *Chanodichthys mongolicus* в зависимости от содержания микроэлементов в воде нижнего Амура

Элемент		Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cd	Pb	As
Коэффициент	мышцы	80	1316	1128	205	183	1669	—	412
бионакопления	печень	112	1552	4207	311	267	2778	50	423

Примечание. «—» – концентрация элемента ниже предела обнаружения.

Распределение элементов по органам рыб не зависит от их видовой принадлежности. Различия в биологии и экологии видов позволяли выявить существенные различия в тканевых концентрациях тех или иных элементов.

Наибольшие значения коэффициентов биоаккумуляции элементов отмечены в печени рыб. Известно, что органы, отвечающие за процессы секреции, экскреции и депонирования веществ отличаются повышенными концентрациями [3].

Наименьшие значения коэффициентов биоаккумуляции элементов отмечены для мышц рыб. Уровни содержания элементов определяются многими факторами, прежде всего условиями существования и трофическим статусом. Поскольку мышцы рыб обладают относительно постоянными концентрациями элементов, сравнили значения коэффициентов биоаккумуляции в мышцах рыб типичного планктофага белого толстолобика, эврифага карася серебряного и пелагического хищника красноперца монгольского.

Способность мышц эврифага карася серебряного к биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As была выше, чем в мышцах белого толстолобика и красноперца монгольского. Карась питается планктоном, донными беспозвоночными, растительным материалом и детритом, обитает в воде с большим количеством взвешенных веществ, ведёт придонный образ жизни и поэтому накапливает элементы в большей степени.

Выявлено сходство в накоплении исследованных элементов в мышцах белого толстолобика и красноперца монгольского.

Классификации вредных веществ, загрязняющих водные объекты, по способности организмов к биоаккумуляции следующая: если коэффициент аккумуляции (КБА) >1000 – аккумуляция «Сверхвысокая»; 1000–200 – «Выраженная (высокая)»; 200–51 – «Умеренная»; 50–1.1 – «Слабовыраженная»; 1.0 и меньше – «Отсутствует» [1].

Провели оценку способности органов рыб к аккумуляции токсичных элементов кадмия, мышьяка и свинца.

Способность органов карася серебряного к биоаккумуляции токсичных элементов Cd и Pb – «Сверхвысокая», As – «Выраженная».

Способность органов толстолобика белого к биоаккумуляции токсичных элементов Cd – «Сверхвысокая», Pb и As – «Выраженная».

Способность органов красноперца монгольского к биоаккумуляции токсичных элементов Cd – «Сверхвысокая», As – «Выраженная», Pb – «Слабовыраженная».

Таким образом, рассчитаны коэффициенты биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As в мышцах и печени карася серебряного (*Carassius gibelio*), толстолобика белого (*Hypophthalmichthys molitrix*) и красноперца монгольского (*Chanodichthys mongolicus*) из реки Амур. Наибольшие значения коэффициентов



биоаккумуляции элементов характерны для печени рыб. Способность мышц эврифага карася серебряного к биоаккумуляции Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Cd, As была выше, чем в мышцах белого толстолобика и красноперца монгольского. Выявлено сходство в накоплении исследованных элементов в мышцах белого толстолобика и красноперца монгольского.

Способность органов карася серебряного к биоаккумуляции токсичных элементов Cd и Pb – «Сверхвысокая», As – «Выраженная»; органов толстолобика белого Cd – «Сверхвысокая», Pb и As – «Выраженная»; органов краснопера монгольского Cd – «Сверхвысокая», As – «Выраженная», Pb – «Слабовыраженная».

#### Список литературы:

1. Батян, А.Н. Основы общей экологической токсикологии: учебное пособие / А.Н. Батян, Г.Т. Фрумин, В.Н. Базылев – СПб: СпецЛит, 2009. – 352 с.
2. Жадько Е.А. Концентрация некоторых микроэлементов в тунике и мантии асцидий / Е. А. Жадько, С. В. Чусовитина, Н. И. Стеблевская, Н. В. Полякова // Научно-практические вопросы регулирования рыболовства : Материалы Международной научно-технической конференции, Владивосток, 20–21 мая 2021 года. – Владивосток: Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет, 2021. – С. 83–87.
3. Ковековдова, Л. Т. Оценка содержания металлов и мышьяка в донных отложениях и рыбах из рек бассейна залива Петра Великого (Японское море) / Л. Т. Ковековдова, М. В. Симоконов // Известия ТИНРО, 2010. – Т. 160. – С. 223–235.
4. Чудаева В.А. Микроэлементы в поверхностных водах бассейна реки Амур / В. А. Чудаева, В. П. Шестеркин, О. В. Чудаев // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 5. – С. 606–617.
5. Шестеркина Н.М. Пространственно-временная изменчивость содержания растворенных форм микроэлементов в водах реки Амур / Н. М. Шестеркина, В. П. Шестеркин, В. С. Таловская, Т. Д. Ри // Водные ресурсы. – 2020. – Т. 47, № 3. – С. 336–347.
6. Syasina I. G. Assessment of the state of the gibel carp *Carassius auratus gibelio* in the Amur River Basin: heavy-metal and arsenic concentrations and histopathology of internal organs / I. G. Syasina, A. V. Khlopova, L. M. Chukhlebova // Archives of environmental contamination and toxicology. – 2012. – V. 62. – №. 3. – P. 465–478.

#### ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В МОЛЛЮСКАХ СЕМЕЙСТВА MYTILIDAE ЗАЛИВА ВОСТОК (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

А.Д. Боровкова<sup>1</sup>, М.Д. Боярова<sup>2</sup>, В.Е. Метревели<sup>1</sup>, В.Ю. Цыганков<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Институт Мирового океана, Дальневосточный федеральный университет, 690091, г. Владивосток, Приморский край, borovkova.adm@students.dvfu.ru

<sup>2</sup>Политехнический институт, Дальневосточный федеральный университет, 690091, г. Владивосток, Приморский край,

<sup>3</sup>Передовая инженерная школа «Институт биотехнологий, биоинженерии и пищевых систем», Дальневосточный федеральный университет, 690091, г. Владивосток, Приморский край, tsygankov.vyu@dvfu.ru

В настоящем исследовании представлены современные данные уровней содержания стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) в мягких тканях моллюсков семейства Mytilidae зал. Восток (Японское море).

В настоящее время антропогенный пресс в той или иной степени испытывают все естественные экосистемы. Одной из важных и актуальных проблем является все увеличивающееся загрязнение вод Мирового океана. Наибольшей нагрузке подвержены районы континентального шельфа, что связано с большим количеством терригенных стоков, сбросом льяльных вод и активным судоходством [1].

Среди органических поллютантов наиболее опасными и малоизученными считаются стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ), оказывающие негативное воздействие на здоровье людей и способные вызывать необратимые нарушения в функционировании природных экосистем. К СОЗ относятся химические вещества антропогенного происхождения, используемые в целях санитарно-эпидемиологического контроля в сельском хозяйстве (ДДТ и его метаболиты, изомеры ГХЦГ), и непреднамеренно выделяющиеся в ходе некоторых производственных процессов и при сгорании (ПХБ, диоксины, фураны) [2].

Как следует из определения, для СОЗ характерна высокая стойкость к воздействию химических, физических и биологических факторов. Кроме того, токсиканты являются объектом трансграничного переноса мигрирующими организмами, а также посредством перемещения водных и воздушных масс, что позволяет им мигрировать на большие расстояния от источника загрязнения. Накапливаясь в жировых тканях живых организмов, СОЗ способны передаваться выше по пищевым цепям.

Даже малые концентрации СОЗ проявляют генотоксический, иммунотоксический и канцерогенный эффекты. Известно, что оба наиболее используемых инсектицида – хлорированные гидрокарбонаты и органические фосфаты, – напрямую воздействуют на нервную систему человека. Стойкие органические

загрязняющие вещества могут вызывать различные заболевания кожи, нарушение функций иммунной, репродуктивной, гормональной, нервной систем, способствовать развитию диабета и врожденных пороков развития [3].

В настоящее время проблема загрязнения прибрежных акваторий Японского моря, таких как зал. Петра Великого, стойкими органическими загрязняющими веществами мало изучена и является актуальной для данного региона. Цель исследования – определить уровни содержания и степень трансформации хлорорганических соединений (изомеров ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов, ПХБ) в моллюсках семейства Mytilidae зал. Восток (Японское море).

Биологическим материалом для индикации загрязнения в настоящем исследовании служили мягкие ткани 21 особи двух видов двустворчатых моллюсков семейства Mytilidae (*Crenomytilus grayanus*, *Modiolus modiolus*), отобранных в разных частях зал. Восток летом 2017 г. (рис. 1).

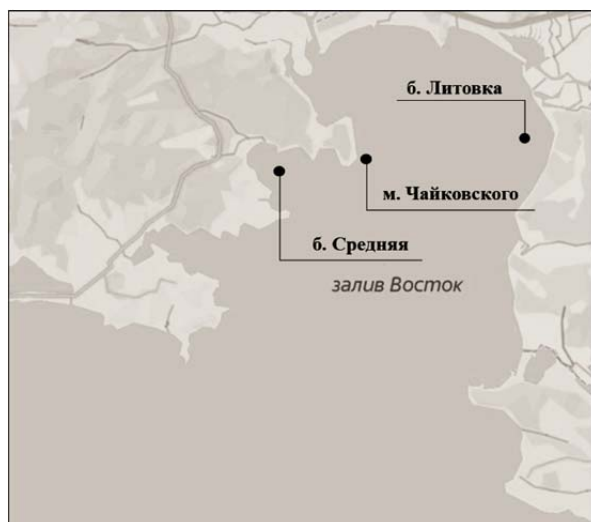


Рис. 1. Карта мест отбора проб.

Массовое содержание хлорорганических соединений в биологических образцах определяли методом газовой хроматографии. Липиды экстрагировали из гомогенатов мягких тканей индивидуальных особей, используя смесь н-гексана и ацетона, с последующим разрушением жировых компонентов концентрированной серной кислотой. Полученный экстракт разделяли на полярную и неполярную фазы [4]. Среди ХОП в исследованных образцах определяли  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ - и  $\delta$ -ГХЦГ, 4,4'-ДДТ, 2,4'-ДДТ, 4,4'-ДДД, 2,4'-ДДД, 4,4'-ДДЕ и 2,4'-ДДЕ, среди ПХБ – 28, 52, 101, 118, 153 и 138 конгенеры.

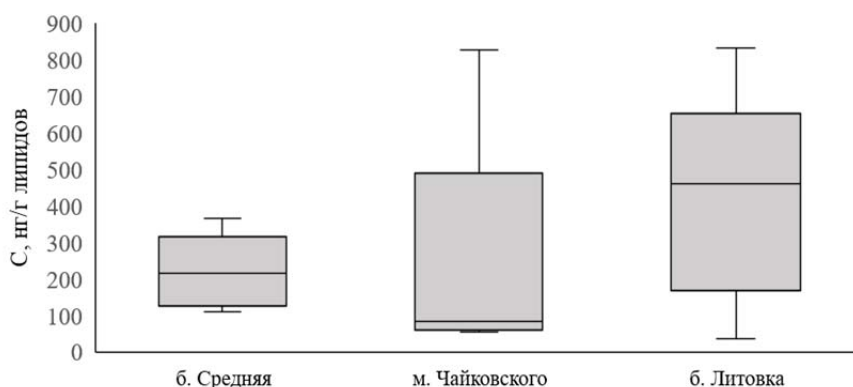


Рис. 2. Средние уровни  $\Sigma\text{CO}_3$  в исследованных районах.

Результаты исследования показали присутствие стойких органических загрязняющих веществ во всех особях моллюсков в диапазоне от 2.8 до 453.4 нг/г липидов (рис. 2). Концентрации ХОП превалировали над уровнями ПХБ на всех станциях. Среди пестицидов преобладала группа ДДТ, основной метаболит – ДДЕ, характеризующий распад исходного соединения и указывающий на давнее поступление токсиканта в акваторию. Наибольшие концентрации ХОП зафиксированы на территории б. Литовка. В числе ксенобиотиков основным являлся о,р'-ДДЕ, обнаруженный в пределах от 10.4 до 453.4 нг/г липидов. Формы, свидетельствующие о свежем загрязнении (о,р'-ДДТ, р,р'-ДДТ), находились ниже пределов обнаружения. Такие результаты могут быть обусловлены высокой антропогенной нагрузкой, оказываемой на акваторию, – бухта является популярным местом отдыха местного населения в летнее время года. Кроме

того, в б. Литовка впадает р. Литовка, несущая стоки с континентальной части Приморского края, где в конце прошлого столетия активно применялись пестициды в сельскохозяйственных целях.

Среди ГХЦГ преобладал  $\beta$ -изомер, также указывающий на длительное пребывание токсикантов в среде. Однако, отношение  $\alpha$ - и  $\gamma$ -изомеров показало преобладание  $\gamma$ -ГХЦГ, что может служить признаком недавнего поступления поллютантов. Присутствие форм, характеризующих свежее загрязнение акватории, может быть связано с явлением трансграничного переноса ксенобиотиков водными массами с территорий, где их все еще продолжают использовать в агрокультуре.

Полихлорированные бифенилы присутствовали во всех пробах в диапазоне от 4.8 до 230.2 нг/г липидов. Превалировали низкохлорированные 28 и 52 ПХБ. Высокохлорированные ПХБ обнаружены на территории б. Средняя и м. Чайковского, основные конгенеры – 138 и 153 ПХБ. Наибольшие концентрации зафиксированы в акватории б. Средняя (от 5.6 до 230.2 нг/г липидов). Еще в конце 40-х годов XX века в б. Гайдамак функционировало предприятие «Гайдамакский судоремонтный завод». На сегодняшний день, в связи с рядом причин, приведших к закрытию предприятия, на месте «ГРСЗ» ведет свою деятельность «Ливадийский ремонтно-судостроительный завод», специализирующийся на ремонте паровых котлов, очистке бортов и днища судов, ремонте главных двигателей, редукторов, валопроводов, ВРК. В связи с этим, обнаружение повышенных по сравнению с другими станциями концентраций ПХБ в б. Средняя может быть связано с выносом поллютантов водными массами с южной части залива как в прошлом, так и в настоящее время.

Таким образом, полученные данные демонстрируют продолжающееся загрязнение внутренних акваторий Японского моря стойкими органическими загрязняющими веществами. В мягких тканях всех особей моллюсков преобладали продукты распада исходных соединений, указывающие на длительное пребывание токсикантов в среде. Поступление в небольших количествах форм, характеризующих свежее загрязнение, возможно, обусловлено способностью СОЗ мигрировать на большие расстояния посредством водных и воздушных масс. Результаты работы подтверждают необходимость продолжать мониторинговые исследования уровней хлорированных углеводородов в дальневосточных морях России.

#### Список литературы:

1. Боярова, М. Д. «Современные уровни содержания хлорорганических пестицидов в водных организмах залива Петра Великого (Японское море) и озера Ханка»/ М. Д. Боярова. – В.: Дальневосточный государственный университет, 2008. – 24 с.
2. El-Shahawi, M.S. A. Hamzaa, A.S. Bashammakh, W.T. Al-Saggaf. An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants // Talanta, 2009. – P. 1587–1597.
3. Carson, R. Silent spring/ R. Carson. – Houghton Mifflin Harcourt, 1962. – 216 p.
4. Tsygankov, V.Yu. Sample Preparation Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Aquatic Organisms by Gas Chromatography/ V.Yu. Tsygankov, M.D. Boyarova. – Achievements in the Life Sciences, 2015. – С. 4.

### ГАЛОГЕНООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛЫХ БОРЕАЛЬНЫХ ОЗЕР ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА

Е.А. Вахрамеева

*Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики имени академика Н.П. Лаверова  
УРО РАН, 163020, Архангельск, пр. Никольский. 20, vakhr-elena@yandex.ru*

В работе исследуются уровни и пространственное распределение экстрагируемых галогенорганических соединений в донных отложениях малых бореальных озер.

Суммарный параметр «экстрагируемые галогенорганические галогены» отражает содержание органически связанных галогенов, преимущественно хлорорганических соединений (далее ЭОХ), как природного, так и антропогенного происхождения и не дает представления об источниках и составе хлорорганических соединений [1]. Хлорорганические соединения могут продуцироваться в осадках богатых органикой, но в то же время, соединения, поступившие извне ранее и в настоящее время, могут трансформироваться в другие хлорорганические соединения, а могут и полностью минерализоваться.

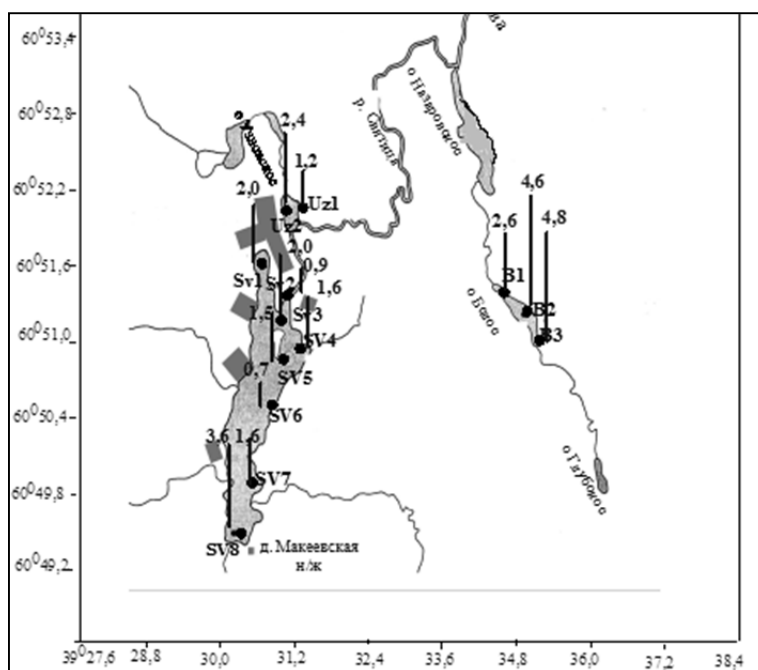
Целью настоящего исследования является изучение гранулометрического состава донных осадков и распределение в них ЭОХ в малых озерах, расположенных в таежной зоне на юго-западе Архангельской области на территории геобиосферного стационара ФГБУН ФИЦКИА УрО РАН «Ротковец» (ГБС). Для достижения этой цели были отобраны и проанализированы донные отложения озер Святое и Белое (рис. 1).

Основным источником поступления галогенорганических соединений в донные осадки исследуемых озер, находящихся на удалении от антропогенных источников, является дренируемая площадь водосбора. Поступление хлорорганических соединений в озера происходит как с поверхностными водами, особенно в период снеготаяния, так и с грунтовыми водами. Другим источником является атмосферный перенос.

Озера ГБС расположены в зоне избыточного увлажнения и преобладающую роль в их питании играют атмосферные осадки (снеговые и дождевые воды).

Озеро Святое – самое крупное в Ротковецкой группе озер по площади зеркала (2.11 км<sup>2</sup>), но отличается более низкими значениями удельного водосбора (59.2) и условного водообмена (4.2). Приток водных масс в озеро осуществляется через 3 ручья в южной и одного ручья в западной части озера. В северной части озера расположен крупный населенный пункт – деревня Климовская, вдоль западного берега еще несколько деревень (Юшковская, Бобровская, Поздеевская), в настоящее время малонаселенные. На расстоянии 4 км к востоку от озера Святого находится озеро Белое. Озеро Белое также относится к проточным, но имеет больший водообмен (199) по сравнению с оз. Святым. В настоящее время прибрежная территория этого озера покрыта лиственными лесами, преимущественно молодняками и оно не подвержено прямому воздействию антропогенных источников.

Пробы поверхностного слоя донных отложений (0–10 см) отобраны по акватории обоих озер с помощью драги. Кроме того, отобран керн донных осадков – в середине залива в северной части озера Святого возле деревни Климовской (ст. SV1) длиной 44 см (глубина озера в месте отбора керна составляла 4 м) и озере Белом (ст. B2) длиной 50 см (глубина в месте отбора керна 2 м). Керна отобраны с помощью ударной прямоточной грунтовой трубки с внутренним диаметром 50 мм, длиной 0.6 м и разобраны послойно с шагом 5 см.



**Рис. 1.** Распределение ЭОХ в пробах донных осадков в озерах ГБС «Ротковец».

Гранулометрический состав донных отложений озерных экосистем является одним из основных параметров, характеризующих типы осадков, а также дающих возможность судить о механизме процесса седиментации и динамике водной среды [2]. Гранулометрический состав донных отложений озер определяли в соответствии с методикой [3,4]. Расчет содержания фракций проводили на абсолютно-сухую навеску образца. Относительная погрешность измерения для всех гранулометрических фракций составляет от 19 до 29 %.

Массовую концентрацию ЭОХ измеряли на анализаторе Multi X 2500 (Германия) с использованием высокочувствительной ячейки титрования. Для выделения фракции ЭОХ донные отложения экстрагировали смесью растворителей [5], затем аликвоту экстракта распыляли с помощью автоинжектора в вертикальной кварцевой трубке анализатора для полной минерализации хлорорганических соединений в токе аргона и кислорода. Образовавшиеся хлорид-ионы детектировали методом потенциометрического титрования. Предел обнаружения составляет 0,01 мкг/г воздушно-сухого образца.

Все исследованные отложения обоих озер сильно обводнены, и не только их поверхностные горизонты, но и вся толща. Значения естественной влажности донных отложений составляют в среднем 85.4 %, изменяясь в интервале от 78.4 до 94.7 %. По мере погружения в толщу осадков количество влаги практически не уменьшается, оставаясь и на нижних горизонтах около 80 %.

По гранулометрическому составу все осадки озера Святого представлены пелитовыми илами (пелита до 97.42 %). Поверхностные осадки (0–5 см) озера Белое характеризуются как алевро-пелитовые илы (алевритовая фракция – 43 %, пелитовая – 55.8 %), а нижележащие слои – пелитовые илы (пелита до 90.64 %).

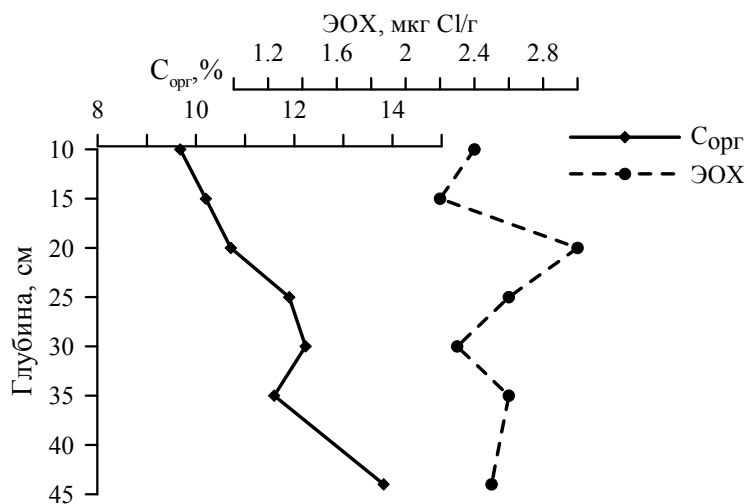
Высокое содержание органического углерода до 13.3 % в верхних горизонтах донных отложений озер и даже до 20.2 % в оз. Белое на горизонте 5–10 см обусловлено интенсивным поступлением на дно органического вещества (диатомых водорослей, бактерий, водной растительности). В нижележащих слоях в



оз. Белое содержание органического углерода уменьшается до 3.5 %, а в керне оз. Святое напротив увеличивается до 11.1 %.

В поверхностных осадках оз. Святого среднее значение содержания ЭОХ составляло 1.75 мкг Cl/г (рис. 1). Наиболее высокое значение показателя (3.6 мкг Cl/г) отмечено в осадках южной части озера (ст. SV8), в месте впадения ручья, который мог быть дополнительным поставщиком природных хлорорганических соединений (рис. 1). Минимальные концентрации (0.7 и 0.9 мкг Cl/г) выявлены в осадках с относительно низким содержанием  $C_{орг}$  (7.46 и 6.95 %), отобранных в восточной части (ст. SV 6) озера и вблизи истока речки Святица (ст. SV 2). Повышенные значения ЭОХ от 2.4 до 4.8 мкг Cl/г в озере Белое характерны для проб с высоким содержанием  $C_{орг}$  (от 12.70% до 15.44%).

В керне оз. Святое послойно определено содержание ЭОХ. Все слои керна визуально практически не отличались друг от друга, характеризовались как нейтральные (pH 6.7–6.9) и были представлены темно-коричневыми пелитовыми илами с содержанием органического углерода от 9.68 до 13.82 %. Концентрации ЭОХ варьировали в довольно узком диапазоне значений – от 2.2 до 3.0 мкг Cl/г, и близки к содержанию показателя в поверхностных осадках этого водоема. Распределение ЭОХ по глубине относительно равномерное, в то время как в распределении  $C_{орг}$  наблюдается тенденция к увеличению по мере углубления в осадок (рис. 2).



**Рис. 2.** Вертикальное распределение  $C_{орг}$  и ЭОХ в донных осадках керна оз. Святого (ст. SV1).

Выявлена взаимосвязь между содержанием ЭОХ и количеством пелитовой фракции в донных отложениях озера Святое с коэффициентом корреляции ( $r_{0,95} = 0.68$   $n=7$ ). А корреляционная зависимость между содержанием фракции песка и количеством  $C_{орг}$  ( $r_{0,95} = 0.67$   $n=10$ ) в донных отложениях озера Белое, скорее всего, служит подтверждением большого водообмена этого озера.

Информация, полученная в ходе выполненной работы, может быть использована при обсуждении образования, транспорта и деградации хлорорганических соединений в донных отложениях в исследованиях качества поверхностных вод бореальных озер с большой водосборной площадью, используемых населением.

#### Список литературы:

1. Graig G. R., Orr P. R., Robertson J. L., Vrooman W. M. Toxicity and bioaccumulation of AOX and EOX // Pulp and Paper Canada, 1990. № 3. Р. 39–40.
2. Субетто Д.А. Донные отложения озер: Палеолимнологические реконструкции: Научная монография. СПб: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2009. 339 с.
3. МИ № 88-16365-010-2017 «Донные отложения водоемов. Определение гранулометрического состава ситовым и пипеточным методами» Введена 26.12.2017. Архангельск, 2017. 12 с.
4. Вахрамеева Е.А., Кокрятская Н.М. Гранулометрический состав донных отложений озер // Тезисы докладов Международной конференции «Пресноводные экосистемы – современные вызовы». Иркутск. 10–14 сентября 2018 г. С. 354.
5. Стандарт DIN 38414-17 German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Part 17: Determination of the organically bound halogens amenable to extraction (EOX) (S 17). 14 p.

## БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТОКСИЧНЫХ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ОРГАНАХ ЧЁРНОГО ПАЛТУСА (*REINHARDTIUS HIPPOGLOSSOIDES* (WALBAUM, 1792)) ИЗ БЕРИНГОВА МОРЯ

М.К. Гамов, Л.Т. Ковековдова, В.Е. Метревели, В.Ю. Цыганков

Дальневосточный федеральный университет,

690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, gamovmota123456@gmail.com

Определены концентрации токсичных элементов As, Cd, Pb в органах черного палтуса (*Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum, 1792)) из Берингова моря. В мышцах рыб по сравнению с другими органами содержались наименьшие концентрации Cd, Pb и наиболее высокие концентрации As.

Содержание токсичных элементов не превышало предельно допустимых уровней, за исключением свинца в печени.

Рассчитаны коэффициенты биологического накопления токсичных элементов органами чёрного палтуса по отношению к морской воде. Способность мышц чёрного палтуса к биоаккумуляции мышьяка оценивалась, как «Умеренная», кадмия «Слабовыраженная», свинца «Выраженная». Способность печени чёрного палтуса к биоаккумуляции мышьяка оценивалась как «Умеренная», кадмия и свинца «Сверхвысокая».

Чёрный палтус (*Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum, 1792)) – донно-пелагический вид, имеет циркумполярное распространение, встречается в северной части Тихого, Северного Ледовитого и северной части Атлантического океанов. Вид широко распространен от 20 до 1600 м при температуре от 1 до 10°C. Чёрный палтус может жить более 36 лет и достигать до 120 см в длину и 44.5 кг в весе. Чёрный палтус является одним из важных объектов добычи в Беринговом море [1].

Микроэлементный состав и содержание токсичных элементов в органах этой рыбы в настоящее время находится в стадии изучения. Особое значение уделяется содержанию токсичных элементов. Сведения о содержании свинца, кадмия и мышьяка в органах чёрного палтуса из Берингова моря отсутствуют. К основным факторам, влияющим на уровни содержания элементов в органах рыб, относят биологическую значимость, функции элементов в организмах и качество среды их обитания [2].

Для характеристики способности живых организмов концентрировать вредные вещества из среды необходимо использовать коэффициент биологической аккумуляции, который рассчитывается как частное от деления содержания микроэлемента в организме на его содержание в среде [3].

Цели работы: определить уровни содержания As, Cd, Pb в органах чёрного палтуса, оценить их качество по содержанию токсичных элементов. Оценить способность к концентрированию этих элементов органами чёрного палтуса из морской воды.

Чёрный палтус (*Reinhardtius hippoglossoides*) собран в северо-западной части Тихого океана летом 2020 года (Берингово море) (рис. 1). Для исследования было отобрано 24 особи. Рыба вскрывалась керамическими инструментами, промывалась бидистиллированной водой, взвешивалась и упаковывалась в полиэтиленовые пакеты. До химического анализа образцы хранились в морозильной камере при температуре – 20°C. Анализировались особи размером от 68 см до 89 см, массой от 900 г до 3580 г.

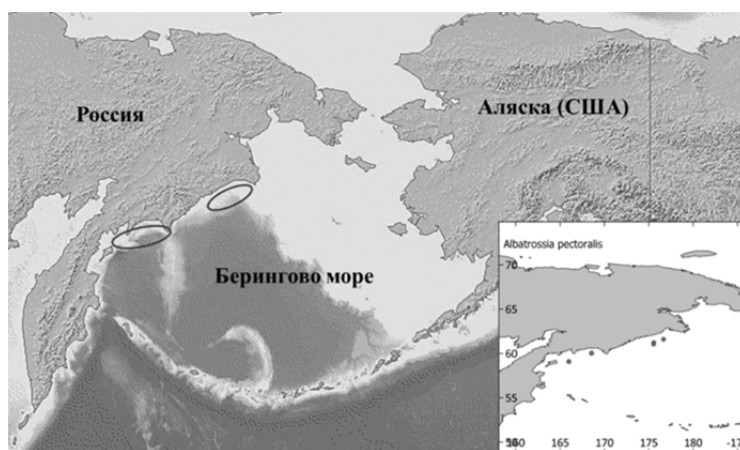


Рис. 1. Карта–схема районов вылова черного палтуса (*Reinhardtius hippoglossoides*).

Образцы гомогенизировали и разлагали в соответствии с методом USEPA 3051 на установке CEM, Inc. MARS Express®, Matthews, NC, USA.

Определение Cd, Pb и As выполняли с использованием атомно-абсорбционного спектрофотометра Shimadzu AA-7000 с электротермическим атомизатором с графитовой печью GFA-7000 (Shimadzu). Для

атомизации использовали графитовую кювету с  $\omega$ -образной платформой, в качестве источника света – лампы с полым катодом.

Для проверки точности метода для каждого элемента анализировался сертифицированный эталонный образец устричной ткани SRM – 1566B (National Institute of Standards and Technology (NIST)). Результаты представлены в таблице 1.

Таблица 1. Наблюдаемые и эталонные значения мг/кг сухой массы в эталонном образце устричной ткани SRM-1566B

Элемент	Сертифицированные значения	Полученные значения	Восстановление %	Пределы обнаружения (LOD)
Cd	2.48±0.08	2.36±0.06	95	0.005–0.006
Pb	0.308±0.009	0.298±0.04	97	0.04–0.05
As	7.65±0.65	7.51±0.15	98	0.05–0.06

Диапазоны концентраций токсичных элементов в органах чёрного палтуса из Берингова моря и их средние концентрации представлены на рисунке 2.

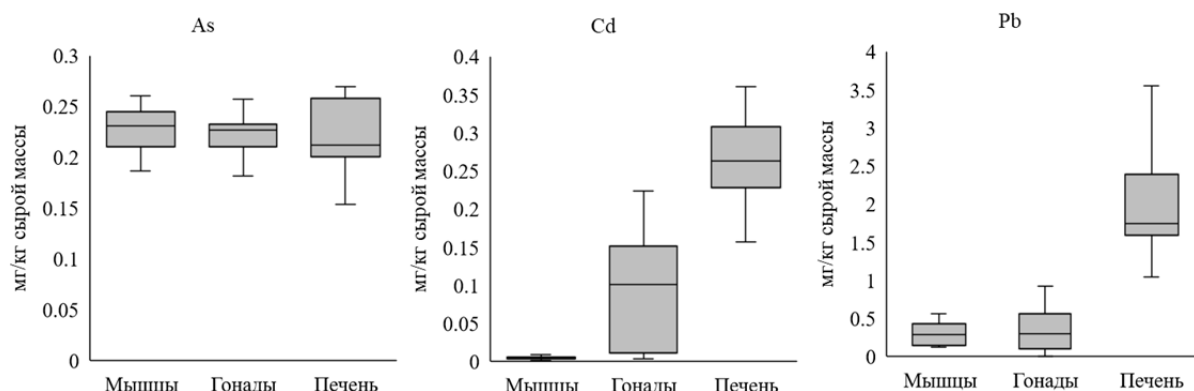


Рис. 2. Диапазоны и средние концентрации (медиана) токсичных микроэлементов в черном палтусе (*Reinhardtius hippoglossoides*).

В мышцах рыб по сравнению с другими органами содержались наименьшие концентрации кадмия и свинца и наиболее высокие концентрации мышьяка.

В съедобных тканях рыб контролю подлежат уровни содержания свинца, кадмия, мышьяка. Согласно нормативным документам, допустимые уровни содержания токсичных элементов (ПДУ) в морских рыбах составляют: для Pb – 1.0; As – 5.0; Cd – 0.2 (0.7 – печень); в икре и молоках рыб – As – 1.0, Cd – 1.0 мг/кг сырой массы [4].

Превышения ПДУ токсичных элементов в съедобных органах чёрного палтуса не наблюдалось, за исключением свинца в печени, превышающее ПДУ в 1.0 мг/кг сырой массы почти в 2 раза 1.98 мг/кг сырой массы.

На основании полученных данных были рассчитаны коэффициенты биологического накопления токсичных элементов органами черного палтуса по отношению к морской воде.

Этот обобщённый показатель использовали для характеристики способности органов рыбы концентрировать токсичные элементы (табл. 2).

Таблица 2. Значения коэффициента биоаккумуляции в органах черного палтуса в зависимости от содержания растворенных микроэлементов в морской воде Берингова моря

Орган	As	Cd	Pb
Мышцы	114	57	9667
Гонады	111	1342	12200
Печень	110	3786	66000
Содержание в воде, мкг/л	2.0	0.07	0.03

Классификации вредных веществ, загрязняющих водные объекты, по способности организмов к биоаккумуляции следующая: если коэффициент аккумуляции (КБА) > 1000 – аккумуляция «Сверхвысокая»; 1000–200 – «Выраженная (высокая)»; 200–51 – «Умеренная»; 50–1.1 – «Слабовыраженная»; 1.0 и меньше – «Отсутствует» [5].

Таким образом, способность мышц чёрного палтуса к биоаккумуляции мышьяка можно оценить, как «Умеренная», кадмия «Слабовыраженная», свинца «Выраженная».

Способность печени чёрного палтуса к биоаккумуляции мышьяка «Умеренная», кадмия и свинца – «Сверхвысокая».

#### Список литературы:

1. Федоров, К.Е. Состояние половых желез черного палтуса *Reinhardtius hippoglossoides* Баренцева моря в связи с пропуском нерестового сезона / К.Е. Федоров // *Вопр. ихтиол.* – 1971. – Т. 11. – № 5. – С. 70.
2. Башкин, В.Н. Биогеохимия. / В.Н. Башкин, Н.С. Касимов. Монография. – М.: Научный мир Москва, 2004. 648 с.
3. Чемагин, А.А. Тяжелые металлы Hg, Cd, Pb в организме стерляди (*Acipenser ruthenus* L.), Нижний Иртыш / А.А. Чемагин, Г.И. Волосников, Д.Н. Кыров, Е.Л. Либерман // *Вестник Мурманского государственного технического университета*, 2019. Т. 22, № 2. С. 225–233.
4. ТР ТС 021/2011. Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» / Комиссия Таможенного союза. 2011. 242 с.
5. Батын, А.Н. Основы общей экологической токсикологии: учебное пособие / А.Н. Батын, Г.Т. Фрумин, В.Н. Базылев – СПб: СпецЛит, 2009. – 352 с.

### ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В РЫБАХ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. АМУР

М.М. Донец<sup>1,2</sup>, А.Н.Гумовский<sup>1</sup>, Ю.П. Гумовская<sup>3</sup>, В.И. Кульшова<sup>1</sup>, В.Ю. Цыганков<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> *Передовая инженерная школа «Институт биотехнологий, биоинженерии и пищевых систем», Дальневосточный федеральный университет, 690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, maksim.donecz@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт Мирового океана (Школа), Дальневосточный федеральный университет, 690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10*

<sup>3</sup> *Школа медицины, Дальневосточный федеральный университет, 690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10*

Определены концентрации хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в промысловых рыбах нижнего течения р. Амур. Проведено сравнение полученных значений с нормативной базой России и Китая. Выявленные уровни находятся в рамках предельно допустимых концентраций обеих стран.

Амур – одна из крупнейших рек северо-восточной Азии. Ее длина составляет 4440 км, а площадь водосборного бассейна – 1 855 000 км<sup>2</sup>. Амур имеет крайне разветвленную сеть притоков, среди которых наиболее важными являются Аргунь, Зея, Бурея, Сунгари и Уссури. Бассейн реки расположен на территории трех государств: Монголии, России и Китая. Основное водопользование осуществляется преимущественно с российской и китайской сторон [1]. Эти же страны и вносят основной вклад в загрязнение водоема. Например, по данным Амурского бассейнового водного управления, со стороны России река подвержена влиянию промышленных предприятий, расположенных в крупных населенных пунктах, прежде всего – нефтеперерабатывающих заводов, предприятий машиностроения и сельского хозяйства. Со стороны Китая, в свою очередь, отмечается существенное воздействие в районе среднего Амура (устье р. Сунгари), где расположены целлюлозно-картонные, нефтехимические, химические комбинаты, выпускающие удобрения, пластмассы, синтетический каучук и др. Кроме того, в районе провинции Хэйлуцзян ведется интенсивное градостроительство, а также имеются значительные сельскохозяйственные площади [2].

Несмотря на полноводность и достаточное питание реки, в бассейне Амура существует достаточно выраженная конкуренция за водные ресурсы – прежде всего за незагрязненную воду. Даже в наиболее обширной российской части, существует дефицит незагрязненной воды ниже впадения р. Сунгари (проходит преимущественно по территории Китая), где в 13 ноября 2005 г. произошла серия взрывов на крупнейшем нефтехимическом заводе в г. Цзилинь на северо-востоке Китая. В результате, в воду Сунгари было сброшено около 100 т бензола и других химических веществ, а полное наименование полученной смеси неизвестно [1]. В период прохождения так называемого "бензольного пятна" в пробах речной воды были обнаружены нитробензол, полиядерные ароматические углеводороды и стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ). Даже спустя практически 20 лет, результаты аварии отражаются на состоянии основного русла речной сети. Это ежегодно подтверждается сохранением значительного комплекса водохозяйственных проблем в Амуре и его крупнейших трансграничных притоках – Уссури и Сунгари, оказывающих определяющее влияние на весь водохозяйственный комплекс бассейна этой реки [3].

Несмотря на большое количество проблем, р. Амур остается практически не исследованной в отношении СОЗ. Основное внимание исследователи уделяют абиотическим компонентам экосистем (вода, донные осадки), причем большинство работ проводится со стороны Китая в р. Сунгари. Таким образом, цель работы – определить концентрации СОЗ (ДДТ, ГХЦГ, ПХБ, дильдрин и эндрин) в органах

промысловых рыб нижнего течения р. Амур и сравнить полученные данные с нормативной документацией России и Китая.

Исследованы карась серебряный (*Carassius gibelio*), щука амурская (*Esox reicherti*), сом амурский (*Silurus asotus*), краснопер монгольский (*Chanodichthys mongolicus*), лещ белый (*Parabramis pekinensis*), сазан амурский (*Cyprinus rubrofasciatus*) и толстолобик амурский (*Hypophthalmichthys molitrix*). Рыбы отбирались в промысловой зоне Троицкого рыбоперерабатывающего комплекса (с. Троицкое, Хабаровский край) в период с 2019 по 2021 гг. Образцы рыб замораживали при  $-20^{\circ}\text{C}$  и транспортировали в лабораторию. Липиды экстрагировали из гомогенатов органов, используя смесь н-гексана и ацетона, с последующим разрушением жировых компонентов концентрированной серной кислотой. Полученный экстракт разделяли растворителями различной полярности на хроматографической колонке с сорбентом Florisil®. Среди ХОС определяли: изомеры ГХЦГ, ДДТ и его метаболиты, дильдрин, эндрин и ПХБ. Основное определение массового содержания хлороорганических соединений в биоматериале проводили на газовом хромато-масс-спектрометре Shimadzu GC MS-QP 2010 Ultra. Статистический анализ результатов осуществляли с помощью программного обеспечения IBM SPSS Statistics для Windows 10. Достоверность данных оценивали с помощью двустороннего критерия Краскала-Уоллиса с уровнем значимости  $p \leq 0,05$ . Результаты представлены в виде диапазона концентраций (min-max) и среднего значения  $\pm$  стандартного отклонения (Mean $\pm$ SD).

СОЗ обнаружены во всех исследованных образцах, за исключением гонад самцов щуки, выловленной зимой 2021 г. Концентрации  $\Sigma$ ХОП ( $\Sigma$ ДДТ +  $\Sigma$ ГХЦГ + альдрин + дильдрин) варьировали во всех образцах в пределах 0.01–84.85 нг/г сырой массы. Максимальные уровни пестицидов обнаружены в гонадах щуки амурской (2020 г), минимальные – в печени сома (2021 г.). Наиболее определяемыми ХОП являлись изомеры ГХЦГ, ДДД и ДДЕ. 2,4'- и 4,4'-ДДТ обнаруживались единично, преимущественно в мышцах, печени и жире рыб. Эндрин обнаружен в печени щуки 2019 г. вылова, а также единично – в жире сома (2020, 2021 гг.). Дильдрин был определен исключительно в рыбах 2019 г. (единично – в 2020).

Уровни  $\Sigma$ ПХБ (сумма 28, 52, 155, 101, 118, 143, 153, 138, 180 конгенеров) во всех образцах варьировали от 0.01 до 133.9 нг/г сырой массы. Максимальное значение обнаружено в жире, минимальные – в печени сома (2021 г). Стоит отметить, что в 2019 и 2021 гг. практически во всех исследованных органах рыб ПХБ были представлены максимально вариативно с частым обнаружением высокохлорированных конгенеров. В 2020 г. тенденция была иной – обнаруживались преимущественно низкохлорированные конгенеры. При сравнении средних концентраций  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ суммарные уровни пестицидов в 80 % случаев превышали бифенилы, что указывает на преимущественный вклад агрохимикатов в загрязнение р. Амур.

Карась серебряный отбирался зимой 2019, 2020 и 2021 гг. Анализировались только мышцы. Уровни  $\Sigma$ ХОП в течение указанного периода варьировали в пределах 0.02–1.79, 0.85–7.69 и 0.07–0.34 нг/г сырой массы соответственно. Концентрации  $\Sigma$ ПХБ обнаружены в диапазонах 0.13–0.80 в 2019, 0.04–6.75 в 2020 и 0.02–0.36 нг/г липидов в 2021 гг. Отмечается повышение суммарных уровней поллютантов в 2020 г.

Щука амурская, как и карась, отбиралась в 2019, 2020 и 2021 гг. в зимний период. Концентрации  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ в 2019 г. варьировали: в мышцах – 0.17–1.37 и 0.02–0.41 нг/г сырой массы; в печени – 0.46–3.55 и 0.07–1.70 нг/г сырой массы; в гонадах самцов – 0.27–3.46 и 0.03–0.22 нг/г сырой массы соответственно. В 2020 году уровни поллютантов выросли. Концентрации  $\Sigma$ ХОП в мышцах варьировали от 0.14 до 7.66, в печени – от 0.43 до 47.75, в гонадах самцов – от 9.2 до 84.8 нг/г сырой массы. Уровни  $\Sigma$ ПХБ находились в диапазонах 0.25–3.24, 0.95–48.97 и 0.13–87.92 нг/г сырой массы соответственно. В 2021 концентрации поллютантов существенно снизились. Диапазоны  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ в мышцах составляли 0.10–0.84 и 0.14–1.47, в печени – 0.31–1.96 и 0.28–2.00 нг/г сырой массы, соответственно. В гонадах уровни всех поллютантов были ниже пределов обнаружения оборудования. В среднем максимальные концентрации поллютантов обнаруживались в гонадах самцов, что может быть связано с сопутствующим переносом токсикантов при построении половых продуктов.

Сом амурский отбирался дважды – зимой 2019 и 2021 гг. В 2019 уровни  $\Sigma$ ХОП в органах этой рыбы варьировали: от 0.08 до 0.74 в мышцах; от 0.37 до 0.91 в печени; от 0.35 до 2.41 в икре; от 1.9 до 3.9 в гонадах самцов и от 1.7 до 83.5 нг/г сырой массы в жировой ткани. Распределение  $\Sigma$ ПХБ было несколько иным. Концентрации в мышцах находились в диапазоне 0.15–0.67, в печени – 0.14–3.88, в икре – 0.09–2.43, в гонадах – 0.32–0.45, в жире – 4.1–133.9 нг/г сырой массы. В 2019 году зафиксировано повышение уровней поллютантов. Уровни  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ варьировали в пределах: в мышцах – 0.02–2.14 и 0.34–0.88 нг/г сырой массы; в печени – 0.01–29.13 и 0.01–0.37 нг/г сырой массы; в гонадах – 5.7–23.5 и 0.15–0.36 нг/г сырой массы; в жире – 10.6–25.3 и 2.4–10.6 нг/г сырой массы соответственно. Максимальные концентрации поллютантов обнаружены в жировой ткани, расположенной на спине сома, где питательные вещества (а наряду с ними и липофильные токсиканты) накапливаются в течение всей жизни.

Краснопер монгольский отбирался летом 2019 года. Проанализированы только мышцы. Диапазоны концентраций  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ находились в диапазонах 0.06–0.29 и 0.07–0.46 нг/г сырой массы соответственно.

Лещ белый выловлен летом 2019 г. Анализировались мышцы, печень, гонады самцов и висцеральный жир. Концентрации  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ в органах находились в следующих диапазонах: в мышцах – 0.03–0.49 и

0.05–0.28 нг/г сырой массы; в печени – 0.07–9.15 и 0.32–2.62 нг/г сырой массы; в гонадах самцов – 3.5–45.0 и 1.4–12.2 нг/г сырой массы; в висцеральном жире – 0.24–24.66 и 0.30–20.62 нг/г сырой массы соответственно. Максимальные концентрации поллютантов обнаружены в висцеральном жире, выступающем преимущественным «носителем» токсикантов в теле рыбы.

Сазан амурский также отобран летом 2019 г. Проанализированы мышцы, икра, гонады и висцеральный жир. Концентрации  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ варьировали в пределах: в мышцах – 0.05–2.32 и 0.05–0.77 нг/г сырой массы; в икре – 0.03–6.16 и 0.08–4.06 нг/г сырой массы; в гонадах – 0.89–4.06 и 1.0–9.1 нг/г сырой массы; в висцеральном жире – 4.5–19.1 и 9.8–33.9 нг/г сырой массы соответственно.

Толстолобик амурский отбирался зимой 2021 г. Исследовались мышцы, печень и висцеральный жир. Концентрации  $\Sigma$ ХОП и  $\Sigma$ ПХБ обнаружены в следующих диапазонах: в мышцах – 0.06–0.75 и 0.04–0.82 нг/г сырой массы; в печени – 0.18–0.73 и 0.06–0.67 нг/г сырой массы; в висцеральном жире – 3.8–17.6 и 3.5–20.6 нг/г сырой массы соответственно. Ожидаемо, максимальные уровни поллютантов обнаружены в жире. Стоит также отметить, что толстолобик – планктонофаг, а значит отражает в первую очередь концентрации СОЗ в воде.

Для карася и щуки, пробы которых отбирались в течение трех лет, характерно существенное повышение концентраций ГХЦГ, ДДТ и ПХБ в 2020 году, по сравнению с 2019 и снижение в 2021. Такая тенденция коррелирует с концентрациями СОЗ в воде р. Амур, уровни которых существенно (до 20 раз) увеличились в 2020 г, по сравнению с 2019 [4]. Таким образом, рыбы являются чувствительным биоиндикаторами загрязнения водной среды и способны быстро и адекватно отражать изменения ее химического состава.

Полученные нами данные сравнивались с нормативами для пищевой продукции, установленными в Российской Федерации и Китайской Народной Республике (табл.). Ни один из исследованных показателей не превышал допустимые уровни обеих стран, что говорит о соответствии рыбы санитарно-гигиеническим нормам.

Таблица. Суммарные концентрации СОЗ в мышцах исследованных рыб, нг/г сырой массы

Вид	Год	$\Sigma$ ГХЦГ	$\Sigma$ ДДТ	$\Sigma$ ПХБ
Карась серебряный	2019	0.38±0.46	0.10±0.09	0.39±0.24
	2020	2.34±1.62	0.79±0.90	1.2±2.2
	2021	0.11±0.05	0.08±0.04	0.09±0.11
Щука амурская	2019	0.37±0.29	0.11±0.13	0.16±0.14
	2020	2.15±2.1	2.32±5.79	1.8±1.9
	2021	0.16±0.15	0.20±0.14	0.32±0.33
Сом амурский	2019	0.21±0.13	0.22±0.22	0.36±0.19
	2021	0.81±0.82	0.24±0.10	0.51±0.25
Краснопер монгольский		0.08±0.04	0.09±0.05	0.16±0.14
Лещ белый	2019	0.37±0.62	0.21±0.21	0.14±0.09
Сазан амурский		0.15±0.16	0.09±0.03	0.26±0.22
Толстолобик амурский	2021	0.23±0.19	0.24±0.17	0.36±0.39
Нормативы РФ <sup>1</sup>		30	300	2 000
Нормативы КНР <sup>2</sup>		100	500	500

Примечание: <sup>1</sup>по [5]; <sup>2</sup>по [6, 7].

Несмотря на соответствие нормативным документам, для полного подтверждения безопасности употребления рыб р. Амур необходимо провести оценку риска для здоровья населения.

В образцах рыб, отбираемых в течение трех лет зафиксированы флуктуации концентраций поллютантов, коррелирующие с их уровнями в речной воде. Рыбы являются хорошими индикаторами состояния среды. Они быстро реагируют на изменение состава воды и могут выступать и биоиндикаторами при оценке качества водной среды. Обнаруженные нами концентрации не превышают санитарно-гигиенических норм России и Китая, однако полное заключение об их опасности или безопасности можно составить только после проведения оценки риска для здоровья населения.

*Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (соглашение № 23-74-10032).*

#### Список литературы:

1. Крюков В. Возможность устойчивого развития бассейна реки Амур с экологических позиций (российская часть) // Energy and Environment in Slavic Eurasia. Toward the Establishment of the Network of Environmental Studies in the Pan-Okhotsk Region. – Japan (Sapporo): Slavic Research Center, 2008. – P. 127–156.
2. Наумов Ю.А. Об особенностях загрязнения поверхностных вод на территории Дальнего Востока России // Ойкумена Регионоведческие Исследования. – 2021. – № 3 (58). – 102–112.
3. Трофимчук М.М. Качество поверхностных вод Российской Федерации: Ежегодник 2021. – Ростов-на-Дону: Росгидроме, 2022. – 620 с.



4. Мищенко О.А., Гладун И.В., Волосникова Г.А. Мониторинг Загрязнения Пестицидами Поверхностных Вод Реки Амур В Районе Города Хабаровска // Материалы XI научно-практической конференции с международным участием «Философия современного природопользования в бассейне реки Амур». – Хабаровск: Тихоокеанский государственный университет, 2022. – С. 98–103.
5. ТР ТС 021/2011 Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» – Москва: Комиссия Таможенного союза, 2022.
6. GB 2763-2016 National food safety standard for Maximum Residue Limits for Pesticides in Foods. – Beijing: National Health and Family Planning Commission, Ministry of Agriculture, China Food and Drug Administration, 2016.
7. GB 2762-2017 National Food Safety Standard for Maximum Levels of Contaminants in Foods. – Beijing: National Health and Family Planning Commission; China Food and Drug Administration, 2017.

## ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МОЛЛЮСКА *ARIANTA ARBUSTORUM* (LINNEUS 1758) ДЛЯ МОНИТОРИНГА АЭРОЗОЛЬНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЫ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Н.Н. Камардин

*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН – обособленное структурное подразделение ФГБУН “Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН” 197110, г. Санкт-Петербург, ул. Корпусная, д. 18, nik-kamardin@yandex.ru*

В целях мониторинга накопленного антропогенного загрязнения Юго–Восточного побережья Финского залива было проведено исследование возможного загрязнения. Индикатор антропогенного воздействия Cd обнаружен в высокой концентрации в улитках *Arianta arbustorum*, обитающих на берегу Залива в г. Ломоносове. Cu и Mn, известные своим участием во внутриклеточных процессах, накапливаются в улитках по берегам старого канала парка Ораниенбаум и за дамбой Комплекса защитных сооружений.

Сложность учета токсического воздействия требует создания новой методологии оценки биологической опасности на основе биоиндикации с использованием местной флоры и фауны. Анализ, оценка и прогноз экологических проблем тесно связаны с изучением популяций широко распространенных ключевых видов животных, в нашем случае моллюска *Arianta arbustorum* (Linnaeus, 1758). В данной ситуации детальные знания по экологии вида позволяют использовать его как биоиндикатор качества окружающей среды [1]. Известны также работы, посвященные скорости роста раковины, особенностям генома, изоморфизма ферментов, накопления токсикантов (тяжелых металлов – ТМ) в раковине, связанных с антропогенной нагрузкой [2, 3]. Наземные брюхоногие моллюски реагируют на аммиак и сероводород [4] и способны накапливать металлы непосредственно из почвы, независимо от приема пищи [5]. Они являются надежными биоиндикаторами качества почв, и используются в стандартизированных тестах на токсичность почвы (см. например, ISO-15952: 2006). Прямое попадание металлов из почвы происходит как с помощью кожного контакта, так и во время проглатывания почвы вместе с пищей [6].

Южный берег от устья Невы до Стрельны низкий, а к западу от Стрельны более высокий, покрытый кустарниковыми зарослями и за Дамбой – песчаными дюнами. Средняя температура воздуха в июне 20.0°C, в июле 24.0°C, в августе 23.4°C. Влажность колеблется от 60 до 92 %. На берегу, у воды она составляет 90–95%.



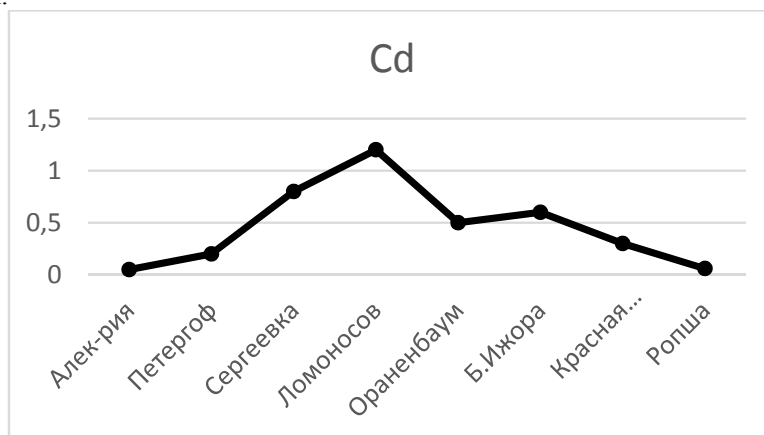
**Рис. 1.** Карта-схема Невской губы с нанесенными точками, где проводились мониторинговые исследования с использованием местных видов древесной улитки. Масштаб: 2 км.

Обозначения: 1 – парк Александрия; 2 – Петергоф; 3 – усадьба Сергеевка; 4 – пляж г. Ломоносова; 5 – парк Ораниенбаума; 6 – Большая Ижора; 7 – форт Красная Горка; 8 – поселок Ропша.

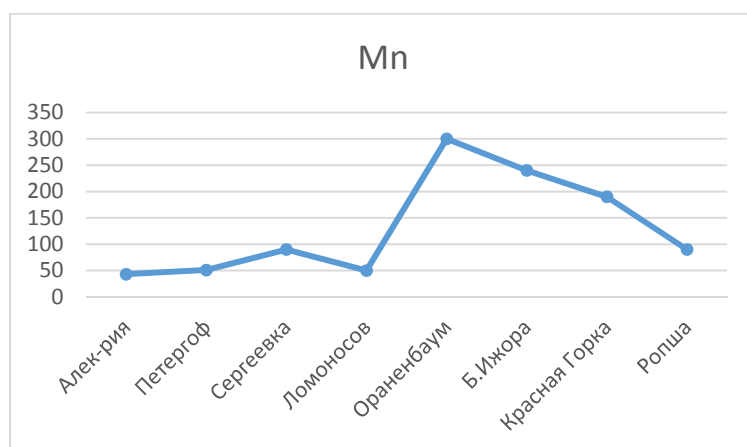
Концентрация ТМ в ткани пищеварительной железы улиток была определена с использованием оборудования Ресурсного центра «Обсерватория экологической безопасности» СПбГУ. Для этого выделенные органы криофиксировали при температуре – 23°C в течение 2–3 недель. Затем размороженные и осушенные фильтровальной бумагой образцы тканей взвешивали на аналитических весах «OHAUS Pioneer» PA214C с точностью до 0.1 мг. Взвешенные образцы помещали в мерные пробирки и добавляли 1 мл 70%-ой кислоты HNO<sub>3</sub> осч (ГОСТ 11123-84). Пробирки с образцами нагревали в сушильном шкафу до температуры 90°C до полной минерализации. После остывания пробы доводили до 2 или 5 мл деминерализованной водой, полученной с помощью прибора «Millipore Milli-Q» A-10 производства «Merck» (Германия) с местом отбора «QPOD». Измерение концентрации металла осуществляли на атомно-абсорбционном спектрофотометре фирмы «SHINADZU A-7000» (Япония) с термоатомизатором и микродозатором проб. Перед измерением строилась калибровочная кривая с применением мультикомпонентного стандарта производства ОАО «Сигма». Результаты выражали в миллиграммах на килограмм влажного веса (мг/кг в. в.).

**Кадмий и медь.** В референтной точке (пос. Ропша) Cd составляет  $0.06 \pm 0.034$  мг/кг, что ниже ПДК для почвы и имеет тот же порядок, что в печени *Helix aspersa* [7]. Измерение концентрации Cd в обследованных локациях выявило следующие факты. Повышение во всех исследованных точках, особенно около ручья на окраине г. Ломоносова, где уже много лет протекают неочищенные бытовые стоки, а также напротив усадьбы Сергеевка, где располагается БИНИИ. Там также имеется ручей с плохо очищенными стоками института.

В этих локациях естественная среда обитания улиток подвержена антропогенному воздействию, не только водных туманов и аэрозолей, но и присутствию построек и огородов, что приводит к тому, что улитки накапливают ТМ. В пищеварительной железе улиток из этой локации достоверно обнаружено накопление Cu и Cd по сравнению с пос. Ропша (референтная точка). Правда, только по Cd слегка превышено предельно допустимое содержание подвижной, т.е. наиболее опасной формы Cd в почве (1.0 мг/кг). Песчаная почва на берегу Залива в локации Ломоносов содержит только около половины этого значения. Улитки из локации удаленные от порта Бронка и дамбы Защитных сооружений локации на 5 и более километров не показывают значительного накопления Cu и Cd и достоверно не отличаются от материковой Ропши.



**Рис. 2.** Концентрация кадмия (мг/кг в.в.) в пищеварительной железе улиток в различных береговых локациях юго-западного побережья Финского залива.



**Рис. 3.** Концентрация марганца (мг/кг в.в.) в пищеварительной железе улиток в различных береговых локациях юго-западного побережья Финского залива.

Марганец. Считается, что накопление Mn в гидробионтах связано с земляными и дноуглубительными работами. Понятно, что взвесь поднятая при строительстве дамбы Защитных сооружений и порта относилась течениями в западном направлении и при сильном ветре и течении, переносится в зону побережья, а при формировании аэрозолей в результате ветро-волновой генерации – вглубь берега. Измерение внутритканевой концентрации марганца в пищеварительной железе улиток показало, что средняя концентрация Mn достоверно отличается в 3х прибрежных популяциях древесной улитки из локации Ораниенбаум, Дамба и Красная горка от концентраций, полученных в моллюсках пос. Ропша, по критерию Вилкоксона и t-тесту ( $p \leq 0,05$ ). Проведенный статистический анализ определил, что средняя концентрация Mn в пищеварительной железе моллюсков составляет около 260.0 мг/кг влажного веса, что выше, чем у *Helix aspersa* (33–130 мг/кг влажного веса) при искусственном содержании. Обнаруженная разница имеет одинаковый порядок. Считается, что слизни (то же семейство, что и древесная улитка) способны довольно быстро (за 30 суток) накапливать Mn как из почвы, так и из пищи. По крайней мере, оба пути существуют независимо [7].

Изучена экологическая структура популяций улитки *Arianta arbustorum* – биоиндикатора хронического загрязнения. Показано, что хроническое загрязнение воздушной среды аэрозолями и опосредовано почвы и растительности приводит к накоплению ТМ в пищеварительной железе улиток по сравнению с материковой референтной локацией Ропша. Проведен экомониторинг нескольких локаций на берегу Финского залива и исследовано накопление тяжелых металлов в пищеварительной железе *Arianta arbustorum*.

Для большинства исследованных металлов обнаружено достоверное превышение (накопление) в несколько раз концентрации ТМ в печени моллюсков. Можно говорить о накопленном химическом воздействии, не вызывающем гибели биоиндикаторов, но, очевидно, влияющем на их физиологические функции.

Обнаружено достоверное увеличение концентраций Cd Cu в береговых улитках из Петергофа, Сергеевки, Ломоносова, Ораниенбаума и Б.Ижоры, связанные, очевидно, с близостью шоссе, очистных сооружений и порта Бронка. Достоверное увеличение концентрации Mn в улитках зарегистрировано, начиная с Ораниенбургского парка и далее на запад, вплоть до форта Красная горка, что связано с прибрежными течениями, переносившими взвесь донных осадков и способствующему образованию аэрозолей при шторма и сильном ветре.

Продемонстрирована возможность данного метода биоиндикации, с использованием представителя местной фауны, как биоиндикатора накопления ТМ, нацеленная на выяснение угроз экологической безопасности береговой черты, находящейся под антропогенным воздействием.

*Работа выполнена на научном оборудовании Ресурсного центра «Обсерватория экологической безопасности» Научно-исследовательского парка Санкт-Петербургского государственного университета.*

#### Список литературы:

1. Зейферт Д.В., Хохуткин И.М. Экология кустарниковой улитки *Fruticocola fruticum*. 2009. М.: Товарищество научных изданий КМК. – 92 с.
2. Макеева В.М., Белоконов М.М., Малюченко О.П. Оценка состояния генофонда природных популяций беспозвоночных животных в условиях фрагментированного ландшафта Москвы и Подмосковья (на примере кустарниковой улитки, *Bradybaena fruticum* (Mull.)) // Генетика. – 2005. – N11. – С. 1495–1510.
3. Снегин Э.А. Эколого-генетические аспекты расселения *Bradybaena fruticum* (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata) в элементах лесостепного ландшафта // Экология. – 2005. – N1. – С. 39–47.
4. Холодкевич С.В., Камардин Н.Н., Любимцев В.А., Иванов А.В., Корниенко Е.Л. Биоиндикация загрязнений воздушной среды на основе биомаркеров кардиореспираторной системы моллюска *Achatina fulica* // ДАН. – 2010. – Т. 430, N5. – С. 715–717.
5. Vauflery A. G. D., Pihan F. Methods for toxicity assessment of contaminated soil by oral or dermal uptake in land snails: metal bioavailability and bioaccumulation // Environ Toxicol Chem. – 2002. – V. 21. – P. 820–827.
6. Gomot A. V. D., Coeurdassier M., Pandard P., Scheifler R., Lovy C. et al. How terrestrial snails can be used in risk assessment of soils // Environ Toxicol Chem. – 2006. – Vol. 25. – P. 797–806.
7. Bordean D-M., Nika D.V., Yarmnescu M., Banatean-Dunea I., Garsen I.I. Soil manganese enrichment from industrial inputs: A- Gastropode perspective. 2014, PLOS. V.9, issue 1. P. 85384.

## ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТКАНЯХ РЫБ ОЗЕРА ХАНКА

О.И. Катайкина, В.И. Матвеев, М.В. Симоконь

Тихоокеанский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО»)  
690091, г. Владивосток, переулок Шевченко 4, Olga.Kataykina@tinro-center.ru

Исследовано содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыб: толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*), судака (*Sander lucioperca*). Показано, что в наибольших концентрациях в мышцах рыб содержатся биологически активные элементы, в наименьших – токсичные и элементы, содержание которых в воде озера Ханка минимально. Наибольший коэффициент биологического накопления и рассмотренных рыб отмечен у ртути и свинца, но при этом их содержание в мышцах не превышает предельно допустимых уровней.

Озеро Ханка является самым большим пресноводным водоемом на Дальнем Востоке. Площадь поверхности воды непостоянна, она меняется в зависимости от климатических условий. Циклические колебания уровня воды в оз. Ханка определяют биологическую ёмкость угодий, состав и численность населяющих его животных. Продолжительность периода между пиком уровня воды и его наименьшей отметкой, после которой начинается новый подъем, составляет в среднем 12–13 лет. Озеро Ханка является мелким водоёмом со средней глубиной 4.5 м и преобладающими глубинами 1–3 м [1]. Связь запасов рыб с высотой уровня воды положительная. Озеро богато рыбой, запасы которой сильно меняются в зависимости от уровня обводнения [2].

Особое внимание ученых к озеру Ханка в последнее время связано как с увеличением уровня озера, который в 2016 г достиг максимального значения за весь период наблюдений, так и вследствие усиленного использования озера в рекреационном и рыбопромысловом направлениях, которые приобрели в последние годы особую остроту в связи с тем, что здесь, впервые в практике России раздавались бесилатные гектары. Строительство баз отдыха и их расширение, развитие животноводства и сельского хозяйства в значительной мере будет влиять на экологическое состояние озера. Наибольшую опасность для водных экосистем, в отличие от других поллютантов, оказывающих отрицательное влияние как на качество природных вод, так и на экосистему в целом, представляют тяжелые металлы (ТМ). ТМ не разлагаются в природных водах, а только изменяют формы своего существования, перераспределяясь между биотическими и абиотическими формами.

Тяжелые металлы бывают биогенными, необходимыми для жизнедеятельности организма, и токсичными, приводящими к его отравлению или гибели. Они могут замещать важные для жизнедеятельности минеральные вещества и блокировать их биологические функции, влиять на физиологические и биохимические показатели рыб. Индивидуальная потребность животных в тяжелых металлах очень мала, поэтому любое фоновое изменение их содержания из-за избыточного поступления из внешней среды приводит к различным токсическим воздействиям на живых существ. В организм рыб тяжелые металлы могут попадать и накапливаться путем хемосорбции, механического захвата взвешенных частиц, поглощения жабрами и в процессе питания гидробионтов. Последний вариант считается наиболее опасным, т. к. токсические свойства веществ могут проявляться не только у добычи, но и у хищников по пищевым сетям. Употребление в пищу рыб, в тканях которых концентрация тяжелых металлов превышает предельно допустимые уровни (ПДУ), могут нарушить нормальное функционирование организма и представляют потенциальную угрозу для здоровья человека.

Цель работы: оценить экологическое состояние озера Ханка и коэффициент биологического поглощения (КБП) тяжелых металлов и мышьяка рыбами относительно содержания этих элементов в воде.

В работе использованы материалы, полученные при проведении мониторинга озера Ханка лабораторией промысловой океанографии и аналитической научно-испытательной лабораторией Тихоокеанского филиала ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО») с 2016 по 2021 гг.

Подготовка проб гидробионтов к атомно-абсорбционному определению металлов проводилась методом кислотной минерализации с азотной кислотой в соответствии с ГОСТом 26929-94. Измерение концентраций элементов проводили на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Shimadzu 6800» с использованием пламенного и беспламенного методов.

Подготовку проб гидробионтов к атомно-абсорбционному определению ртути проводили следующим образом: отбирали среднюю пробу ткани, гомогенизировали; навеску влажной ткани 0.10–0.30 г помещали в кварцевую кювету. Ртуть определяли на прямом анализаторе Milestone DMA-80.

Вся использованная в анализе аппаратура имеет сертификаты метрологической поверки. В качестве стандартных образцов использовали государственные стандартные образцы растворов металлов – ГСО. Достоверность результатов основана на метрологическом обеспечении результатов, которое предусматривала постоянный контроль качества получаемых результатов анализа с помощью международных референсных стандартных образцов (NIST SRM 2976 mussel tissue, IAEA MA-A-2/T fish flesh). Относительные стандартные отклонения для начальной калибровки и всех последующих находились в пределах от 3 до 6 %.

Коэффициент биологического поглощения тяжелых металлов рыбами относительно воды рассчитывался по формуле:  $KBP = C_x / C_o$ , где  $C_x$  и  $C_o$  – содержание металла в мышцах рыб и воде соответственно [3].

Объектами исследования были промысловые виды рыб, выловленные в оз. Ханка: толстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix*), судак (*Sander lucioperca*) (табл. 1).

Таблица 1. Размерно-массовые характеристики рыб из оз. Ханка

Вид	Длина, см	Масса, г
Толстолобик	35.0 – 49.3	975.0 – 2050.2
Судак	39.2 – 51.5	1075.0 – 1950.4

Судак (*Sander lucioperca*) – хищник, пелагиаль, и толстолобик (*Aristichthys hypophthalmichthys*) – планктонофаг, пелагиаль. Толстолобик – молодь кормится зоопланктоном, а взрослые переходят на фитопланктон или смешанное питание. Толстолобик питается микроскопическими водорослями – фитопланктоном, поэтому эта рыба является прекрасным мелиоратором водоёмов. Так как исследуемые рыбы относятся к разным экологическим группам и различаются жизненными циклами и спектром питания, то видовые особенности накопления элементов в рыбах представляют научный интерес.

Воды озера хорошо аэрированы. Даже зимой, когда озеро покрыто льдом, относительное содержание кислорода не опускается ниже 100%. В мае относительное содержание кислорода в центральной части исследованного района составляло 105%, увеличиваясь к берегам до 115–120%, в июле его содержание изменялось от 90 до 110–115% в том же направлении. В сентябре, наоборот – содержание кислорода понижалось от 122% в центральной части озера до 110% у берегов.

В сезонном цикле концентрация биогенных веществ существенно не меняется, изменяется только структура полей их пространственного распределения: в мае их концентрации растут от берегов к центру озера, а в июле и сентябре – в северо-западном направлении, где, по-видимому, находится внешний источник их поступления, который может быть связан с массовым сбросом в озеро воды с рисовых чеков [4].

Таким образом, озеро Ханка по гидрохимическим показателям в основном соответствуют нормативам, предъявляемым для рыбохозяйственных водоемов (табл. 2). Превышение предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ отмечено в озере Ханка по показателям содержания железа и взвешенных веществ. При этом следует отметить, что большая мутность и высокое содержание железа являются природной особенностью этих водоемов.

Таблица 2. ПДК и средние концентрации гидрохимических элементов в озере Ханка в различные сезоны [4]

Требования к составу водных объектов рыбохозяйственного значения	pH	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	Si	Fe	БПК <sub>5</sub>	Взвешенные вещества
	Ед pH	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>
	6.5–8.5	40	0.08	0.5	0.15	1	0.1	3	3.25
зима	6.74	0.24	0.019	0.007	0.08	2.0	0.27	6.1	9.54
весна	7.41	0.10	0.005	0.014	0.04	2.5	0.34	3.8	57.8
лето	7.09	0.14	0.007	0.028	0.06	2.9	0.70	2.0	62.56
осень	6.70	0.24	0.021	0.011	0.09	2.6	0.58	3.0	43.97

Уровни концентраций растворённых форм ТМ распределялись по акватории оз. Ханка довольно равномерно. При этом диапазон концентраций варьировал от тысячных долей микрограмма на литр для Со и Cd, до сотен микрограмм на литр для Al и Fe. Сезонные колебания концентраций отмечены для большинства анализируемых элементов, что связано с изменениями гидрологических и гидрохимических условий, в зависимости от сезона. Наиболее консервативное поведение проявлял Cr, концентрации которого изменялись незначительно и в пространственном, и во временном аспекте. Значительное отличие средних концентраций практически всех измеряемых элементов, за исключением Cr и As отмечено на станциях пробоотбора в феврале 2017 г. Это связано с тем, что на станциях, расположенных в заливе, на берегу которого расположен поселок городского типа Камень-Рыболов, пробы воды отбирались из-под льда и близко к берегу. В этот период здесь отмечались очень высокие концентрации этих металлов, что, по-видимому, свидетельствовало о влиянии сброса хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод населённого пункта. При сочетании гидрологических факторов в ледовых условиях здесь сформировалась область повышенных концентраций элементов, в некоторых случаях превышающих нормативы качества воды [5].

Сравнение обнаруженных концентраций элементов в воде с ПДК позволяет выявить возможное загрязнение водной среды токсичными элементами и оценить влияние этого загрязнения на гидробионты.

Отмечено неоднократное превышение ПДК для рыбохозяйственных водоев Al, Mn, Fe, Cu, Zn, в воде озера на отдельных исследуемых станциях, независимо от сезона отбора проб. Максимальные значения превышения ПДК металлов составили: Al – 11.2; Mn – 142; Fe – 4.2; Cu – 10.3; Zn – 3.5 ПДК.

Концентрации микроэлементов Fe, Zn, Al, Cu, Mn, Se, Pb, Cr, Ni, As, Co, Mo, Hg, V, Cd, Ag, U в органах толстолобика (*Aristichthys hypophthalmichthys*), и судака (*Sander lucioperca*) из озера Ханка рассмотрены в работе [5]. Ряд уменьшения концентраций элементов в мышцах рыб имеет следующий вид: Fe, Zn, Al, Cu, Mn, Se, Pb, Cr, Ni, As, Co, Mo, Hg, V, Cd, Ag, U. В наибольших концентрациях в мышцах рыб содержатся биологически активные элементы, в наименьших токсичные и элементы, содержание которых в воде озера Ханка минимально. Допустимые уровни содержания токсичных элементов (ПДУ) в пресноводных рыбах составляют: для Pb – 1.0; As – 1.0; Cd – 0.2; Hg – 0.6 мг/кг сырой массы. Концентрации токсичных элементов в органах обследованных рыб из озера Ханка не превышали, установленных ПДУ. В целом, следует отметить, что содержание ТМ в мышцах судака, обитающего в озере Ханка сопоставимо с рыбами, населяющими другие водоемы (табл. 3).

Таблица 3. Содержание ТМ в мышцах судака, обитающих в различных водоемах

Водоем	Fe	Zn	Cu	Mn	Cr	Cd	Hg	Pb
Озеро Чаны [6]	5	4.3	0.17	0.17	-	0.001	0.06	0.03
Новосибирское водохранилище[6]	16	5.5	1.1	0.6	0.3	0.01	0.08	0.24
Река Обь [6]	5.5	5.3	3.3	0.17	<0.1	0.005	0.12	0.34
Рыбинское водохранилище [7]	4.9	-	0.43	0.21	0.09	0.004		0.028
Озеро Ханка	20.0	6.6	0.73	0.20	0.02	0.003	0.057	0.074

Вместе с тем, в результате взаимодействия естественных гидрологических, гидрохимических процессов и антропогенного воздействия в локальных районах оз. Ханка может складываться напряжённая экологическая ситуация, которая негативно влияет на жизнедеятельность и успешное воспроизводство водных биоресурсов. Поэтому необходимо знать коэффициент биологического накопления мышцами исследуемых рыб, относительно их содержания в воде (табл. 4).

Таблица 4. Среднее содержание ТМ в воде (мкг/л), мышцах рыб (мг/кг) и коэффициент биологического поглощения (КБП) ТМ рыбами различных групп

Элемент	Вода	Толстолобик		Судак	
	Среднее	Среднее	КБП	Среднее	КБП
Cr	0.967	0.034	0.035	0.018	0.019
Co	0.120	0.008	0.067	0.001	0.008
Ni	1.790	0.057	0.032	0.022	0.012
As	2.363	0.044	0.019	0.014	0.006
Cd	0.245	0.005	0.020	0.003	0.012
Pb	10.133	0.017	0.002	0.074	0.007
Hg	0.034	0.027	0.794	0.057	1.676

Следует отметить высокий коэффициент биологического поглощения (максимальный для исследованных элементов) ртути (КБП) для всех изученных рыб. Для толстолобика он составил 0.794, а для судака – 1.676 (табл. 4), что ещё раз подтверждает накопление ртути хищниками.

Таким образом в наибольших концентрациях в мышцах рыб содержатся биологически активные элементы, в наименьших токсичные и элементы, содержание которых в воде озера Ханка минимально.

Следует отметить высокий КБП ртути и свинца у исследованных рыб, но при этом их концентрация в мышцах не превышала ПДУ.

#### Список литературы:

1. Васильковский М.Г. Гидрологический режим оз. Ханка. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 176 с.
2. Зуенко Ю.И., Шаповалов М.Е., Курносова А.С. Современные изменения уровня озера Ханка и их последствия для промысловых ресурсов// Изв. ТИНРО Т.200 вып.4.
3. Перельман А.И. Геохимия. – М., 1989. –419 с.
4. Матвеев В.И., Курносова А.С., Катайкина О.И. Результаты гидрохимического мониторинга озера Ханка в 2016–2018 годах// Тихоокеанская география, 2020, № 3. С. 47–55.

5. Катайкина О.И., Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Оценка микроэлементного состава рыб из озера Ханка // Сборник тезисов докладов участников пула научно – практических конференций, 2021, С. 374–376.
6. Попов П.А., Андросова Н.В. – Содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыб из бассейна реки Оби // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2014. №4(28) С. 108–122.
7. Паюта А.А., Флерова Е.А., Зайцева Ю.В. Содержание тяжелых металлов в мышечной ткани судака *Sander lucioperca* в разных плесах Рыбинского водохранилища // Vestnik of ASTU. Series: Fishing Industry. 2022. N. 4.

## ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВАХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

Е.С. Колпакова, А.В. Вельямидова, Е.А. Вахрамеева, Т.А. Королева, Н.М. Кокрятская

*Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики им. акад. Н.П. Лаверова УрО РАН,  
163020, Архангельск, пр. Никольский, 20, Архангельск, kolpelen@yandex.ru*

В работе представлены результаты многолетних наблюдений за уровнями содержания и особенностями распределения компонентов хлорфенольного биоцида в почвах на промплощадке одного из бывших лесозаводов Архангельской области.

Загрязнение наземных и водных экосистем токсичными хлорорганическими соединениями (ХОС) считается одной из актуальных глобальных проблем современности. В странах и регионах, где лесная промышленность является ключевой, наибольшую угрозу не только для окружающей среды, но и для здоровья населения, представляют территории, загрязненные в годы интенсивного и широкомасштабного применения хлорфенольных биоцидов.

Имеется довольно много публикаций, в основном зарубежных исследователей, посвященных изучению специфики распределения и биodeградации хлорорганических компонентов биоцидов в почвах на промплощадках деревообрабатывающих предприятий и донных осадках близлежащих водоемов. Ранее было показано [1, 2, 3], что в Архангельской области в течение нескольких десятилетий XX века на лесопильных заводах для обработки (антисептирования) сырых экспортных пиломатериалов применялся технический пентахлорфенолят натрия (ПХФН) отечественного производства, в составе которого помимо основного компонента (пентахлорфенола, ПХФ) присутствовали еще примеси других хлорфенольных соединений (ХФС), полихлорированные дибензо-п-диоксины/дибензофураны (ПХДД/ПХДФ), гексахлорбензол (ГХБ) и пр.

ПХФ, ПХДД/ПХДФ и ГХБ – токсичные ХОС, устойчивые к разложению, способные к локальному, региональному и трансграничному переносу с последующими циркуляцией и накоплением в компонентах природных экосистем, по трофическим цепям. Вследствие высокой опасности для окружающей среды и здоровья населения данные соединения являются объектом пристального внимания Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях (СОЗ), мониторинг которых в воздухе, воде, почве, донных осадках является обязательным. В природных средах распространены еще и другие ХОС, образование и присутствие которых обусловлено технологическими процессами, хозяйственно-бытовой деятельностью человека, а также процессами ферментативного биосинтеза [4]. К таким соединениям относятся высоко- и низкохлорированные фенолы и их производные, отличающиеся по токсичности и липофильности [5].

Цель данного исследования – выявление уровней содержания и изучение особенностей распределения индивидуальных ХОС (компонентов ПХФН) в почвах на промплощадке лесопильного лесозавода и под их влиянием, в т.ч. с использованием неспецифичного обобщенного показателя ЭОГ (экстрагируемые органически связанные галогены). Величина ЭОГ отражает общее содержание токсичных липофильных галогенорганических соединений (в т.ч. ХОС), извлекаемых экстракцией органическими растворителями [3], и в настоящее время данный показатель эффективно применяется во всем мире для оценки «специфики» распределения подобных соединений в различных матрицах.

Пробы почв были отобраны в ходе экспедиционных работ сотрудниками ФГБУН ФИЦКИА УрО РАН.

Для извлечения целевых индивидуальных ХОС использовали метод ускоренной жидкостной проточной экстракции воздушной-сухой пробы горячей смесью органических растворителей.

ПХФ и другие ХФС (соединения кислого характера) согласно стандарту ISO 14154:2005 извлекали путем обработки экстракта слабым раствором гидроксида натрия. При этом извлекали две фракции этих соединений – легко- и трудноэкстрагируемые. Для выделения легкоэкстрагируемых (ЛЭ) соединений использовали экстракцию щелочного раствора гексаном. Для извлечения трудноэкстрагируемых (ТЭ) соединений проводили дополнительную обработку остатка пробы после экстракции сильным раствором гидроксида натрия. После обработки экстракт, содержащий соединения нейтрального характера (в т.ч. ГХБ), очищали от примесей органического происхождения с применением многослойных колонок (по Method



8081В (SW-846), US EPA). Идентификацию и количественное определение ХОС проводили методом капиллярной газовой хроматографии с электронозахватным детектором. Нижний предел обнаружения индивидуальных соединений – 0.0001 мкг/г.

Экстрагируемые галогенорганические соединения определяли в соответствии со стандартом DIN 38414-17 путем высокотемпературного сжигания (950–1050 °С) аликвоты экстракта в токе кислорода с последующим микрокулонометрическим титрованием выделившихся хлорид-ионов на анализаторе галогенидов. Предел обнаружения – 0.2 мкг Cl/г.

В 2002 году были проведены первые исследования почв на промплощадке одного из бывших лесозаводов на юге Архангельской области. Основной компонент биоцида, ПХФ, найден в почвах в чрезвычайно высоких концентрациях (от 118 до 1159 мкг/г) по всем глубинам, вплоть до 90 см. ПХФ присутствовал преимущественно в биодоступном (ЛЭ) состоянии. Концентрации примесного ГХБ также были высокими по всей толще почвы, достигая 42268 мкг/г в верхних слоях. Установлены тенденции к перемещению этих токсичных липофильных ХОС в почвах в вертикальном и горизонтальном направлениях, что привело, в конечном счете, к их распространению с промплощадки лесозавода в водную среду. Таким образом, было выявлено, что «спустя 7 лет после прекращения обработки пиломатериалов на промплощадке сформировались «высококонтрастные» локальные участки загрязнения хлорорганическими компонентами биоцида – источники вторичного загрязнения окружающей среды» [3, 6].

Для дальнейшего представления о «судьбе» этих ХОС в почвах работа была продолжена в 2012 году. Исследования были локализованы на самом загрязненном участке антисептирования (площадке приготовления рабочего раствора антисептика), а также на прилегающей к ней территории городского поселения. По истечении 10 лет с момента проведения первых исследований было установлено сокращение содержания ПХФ на несколько порядков, при этом концентрации оставались еще высокими, достигая 10.3 мкг/г.

В исследованных промышленных почвах были обнаружены и другие ХФС, как низко-, так и высокохлорированные: 4-хлорфенол (ХФ), 2,3- и 3,5-дихлорфенолы (ДХФ), 2,3,5-, 2,4,5- и 2,4,6-трихлорфенолы (ТХФ), 2,3,4,5-тетрахлорфенол (ТеХФ), 3,4,5-, 3,4,6- и 4,5,6-трихлоргваяколы (ТХГ), тетрахлоргваякол (ТеХГ) и тетрахлоркатехол (ТеХК). Содержание ХФС в почвах варьировало от 15.4 до 32.5 мкг/г.

В общем содержании ХФС повсеместно в почвах доминировали высокохлорированные соединения, на долю же низкохлорированных соединений приходилось всего 0.5–6.2 %. Спектр низкохлорированных ХФС представляли 4-ХФ, 2,3- и 3,5-ДХФ. Источниками их образования в окружающей среде могут быть ферментативный биосинтез и микробное анаэробное дехлорирование ПХФ через промежуточные высокохлорированные фенолы [7].

В составе высокохлорированных ХФС во всех почвенных слоях доминирующими по содержанию, кроме ПХФ, были 3,4,5- и 4,5,6-ТХГ. Причем, в верхних слоях почвы (0–40 см) лидирующими были хлорированные гваяколы, а в нижних слоях доминировал ПХФ. При этом доля ПХФ среди ХФС увеличивалась до 67% по глубине, а вклад хлорированных гваяколов напротив снижался: для 3,4,5-ТХГ до 18 %, для 4,5,6-ТХГ до 3 %. В наименьшем количестве в почвах был найден ТеХГ, являющийся прямым продуктом окислительного дехлорирования ПХФ под действием аэробной микрофлоры. Также в поверхностном слое почвы был найден ТеХК – тоже продукт аэробного дехлорирования ПХФ через гидроксирование [7]. Присутствие этих соединений в высоких концентрациях предполагает преобладание в исследованных почвах аэробных процессов биотрансформации ПХФ над анаэробными. Данный факт подтверждает мнение исследователей о минерализации ПХФ в большей степени аэробными микроорганизмами [5]. Первой ступенью трансформации ПХФ в почвах является реакция его окислительного дехлорирования, продуктами которой являются ТеХК и тетрахлоргидрохинон, что зависит от вида присутствующих в почвах аэробных бактерий. Далее происходит реакция метилирования гидроксильной группы и образование метилированных соединений, а именно хлорированных гваяколов, включая 3,4,5- и 4,5,6-ТХГ [7]. Следует отметить высокую токсичность хлоргваяколов и хлоркатехолов, а также их способность длительное время сохраняться в компонентах экосистем, приводя к накоплению водными организмами и концентрации в пищевых цепях [7].

Важным можно считать, что в 2012 году ХФС в почвах были найдены преимущественно в ТЭ фракции, то есть были труднобиodeградируемыми. При этом доля ПХФ в ТЭ фракции возросла до 48 %, особенно в верхних слоях. Данный факт свидетельствует о неполной аэробной биотрансформации ПХФ в прошлом и его сохранении в почвах.

Ранее было установлено, что в хлорфенольном биоциде отечественного производства соотношение его основного компонента и примесного ГХБ составляло примерно 1:30 [3]. Совсем другим было их соотношение в почвах на промплощадке бывшего лесозавода. С течением времени произошло перераспределение хлорорганических компонентов, обусловленное отличием физико-химических свойств ионогенного ПХФ и неионогенного высоколипофильного ГХБ. Действительно, в 2002 году в самых загрязненных почвах на участке антисептирования концентрации ГХБ в 4–47 раз превышали концентрации ПХФ с максимальными значениями в верхних почвенных слоях. В почвах других, менее загрязненных, участков преобладания какого-либо из этих компонентов биоцида не установлено: соотношение ГХБ и ПХФ варьировало, в основном, от 8.3:1 до 1:8.0. Через 10 лет остаточный ГХБ все еще присутствовал в почвах

участка антисептирования, хотя и в значительно меньших концентрациях по сравнению с данными первых исследований (в 1.7–4.5 раза). Соотношение остаточных количеств ПХФ и ГХБ, выявленное в 2002 году, сохранилось, хотя ПХФ распределялся в профиле почвы уже довольно равномерно со слабой тенденцией к накоплению в нижележащих слоях, тогда как концентрации ГХБ характерно сокращались с глубиной. Такое поведение свойственно для неионогенных липофильных устойчивых соединений подобно ГХБ. Эти соединения «в целом обладают довольно низкой миграционной подвижностью вследствие своей способности прочно сорбироваться на поверхности почвенных частиц и связываться с органическим веществом, удерживаются и накапливаются в верхнем почвенном слое, но всё же могут перемещаться в латеральном направлении и по профилю почвы, вплоть до уровня залегания грунтовых вод. Распространение ГХБ, равно как и других хлорорганических компонентов биоцида, с поверхности возможно в результате почвенной эрозии путем переноса с мелкими частицами почвы и пыли ветровыми потоками, смыва с дождевыми и талыми снеговыми водами». Кроме того, «перемещению могло способствовать еще и присутствие в почвах, так называемых веществ “курьеров”, – компонентов горюче-смазочных материалов, различных органических соединений (включая собственно ПХФ), довольно распространенных на промплощадке лесозавода» [3, 6].

Сильно уменьшилось за десятилетие и общее содержание экстрагируемых галогенорганических соединений (в т.ч. ХОС) – в 1.6–8.4 раза. Снижение уровней ЭОГ зафиксировано практически во всех почвенных слоях. При этом, если в 2002 году в загрязненных почвах величина ЭОГ практически повсеместно определялась содержанием ПХФ и ГХБ (не менее 90%), то с течением времени при явном снижении общего уровня загрязнения почв доля этих соединений в составе ЭОГ тоже заметно сократилась – до 23–47 %. Более значимым стал вклад уже других токсичных липофильных ХОС, возможно, примесей хлорфенольного биоцида [2], а также продуктов биodeградации/трансформации его компонентов, прежде всего собственно ПХФ.

По результатам исследований 2012 года ПХФ и ГХБ были обнаружены не только в почвах на промплощадке бывшего лесозавода, но и на прилегающей к ней территории жилого поселка. Загрязнение почв жилой зоны обусловлено, как уже отмечалось выше, прежде всего распространением этих хлорорганических компонентов биоцида с территории лесозавода с переносащими средами и в результате антропогенного перемещения (например, с рабочей одеждой и обувью персоналом, на колесах транспортных средств и пр.). Концентрации ПХФ и ГХБ в целом оказались на 1–3 порядка меньше найденных в почвах на промплощадке при аналогичном характере их взаимного распределения. Причем эти токсичные ХОС с высокой степенью липофильности и биоаккумуляции составляли довольно существенную часть (26–34 %) от ЭОГ, сопоставимую по величине с таковой в почвах на промплощадке.

ПХФ является ионогенным соединением; в щелочной среде, создаваемой раствором биоцида, ПХФ присутствовал в основном в ионизированной, водорастворимой форме с низкой способностью сорбироваться на частицах почвы, что усиливало его мобильность в почвенной толще. Однако, наиболее эффективным механизмом его минерализации в окружающей среде считается микробная трансформация с образованием хлорированных производных (ХФС) [6]. Наряду с ПХФ во всех почвенных слоях на промплощадке бывшего лесозавода, а также в жилом поселке был обнаружен довольно широкий спектр других ХФС, с наибольшим числом соединений в ТЭ фракции. В почвах участка в жилой зоне ХФС были найдены в концентрациях, на порядок более низких (от 0.431 до 1.131 мкг/г) по сравнению с таковыми на промплощадке лесозавода. Доля собственно ПХФ в составе ХФС составляла от 13.6 до 67.3 %, возрастающая к нижним почвенным слоям.

Важным было выявление на промплощадке предприятия в довольно значимых количествах 3,4,5-ТХГ – продукта аэробной трансформации через предпочтительное орто-дехлорирование промежуточных продуктов гидроксирования ПХФ, а в почвах жилого поселка – 4,5,6-ТХГ – продукта аэробной трансформации ПХФ через мета-дехлорирование [7], что предполагало присутствие в почвах разных микробных сообществ, способных к воздействию на ПХФ. Обнаруженный в почвах профиль ХФС можно обозначить как набор промежуточных соединений окислительного и восстановительного дехлорирования ПХФ в аэробно-анаэробных условиях почвы, хотя нельзя исключать и их биоцидное происхождение, поскольку некоторые из найденных хлорфенолов (2,4,5-, 2,4,6-, 2,3,5-, 3,4,5-ТХФ и 2,3,4,5-, 2,3,4,6-ТсХФ) входили в состав примесей отечественного препарата ПХФН [2]. При этом присутствие низкохлорированных ХФС в довольно незначительных количествах позволяет предполагать незавершенность процессов деградации и трансформации ПХФ. Можно предполагать, что формирование уровней содержания и профиля ХФС в почвах жилого поселка обусловлено перемещением компонентов биоцида с близлежащей загрязненной территории лесозавода в прошлом и настоящем различными путями, включая перенос с пылью и частицами почвы с воздушными потоками, а также с дождевыми и талыми водами в бесснежный период года. В почвах жилого поселка более активны процессы аэробного мета-дехлорирования ПХФ с образованием 4,5,6-ТХГ, что позволяет предполагать присутствие в этих почвах микробной флоры, отличной от заселяющей почву площадки лесозавода.

Таким образом, по результатам многолетних исследований в почвах на промплощадке бывшего лесозавода выявлено присутствие хлорорганических компонентов технического ПХФН отечественного производства, отличающихся по физико-химическим свойствам. Остаточные количества основного

компонента биоцида, ионогенного ПХФ, сократились в почвах за исследуемый период на два порядка, что связано с постепенным его «выщелачиванием» из промышленных почв, а также активным включением соединения в процессы микробиальной трансформации с образованием широкого спектра ХФС. Остаточные количества примесного ГХБ в почвах сократились в разы, но по-прежнему на три порядка превышали концентрации ПХФ, определяя его роль в качестве основного загрязнителя почв из всех ХОС, присутствующих в составе примесей биоцида. Низкая растворимость, устойчивость к деградации этого высоколипофильного неионогенного соединения предполагают накопление и сохранение ГХБ в больших количествах в почвах с риском распространения в компонентах наземных и водных экосистем на долгую перспективу.

*Исследования проведены за счет средств Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, номер государственной регистрации 122011300473-4 “Изучение закономерностей биогеохимических процессов циклов серы и хлора в экосистемах Европейского Севера России”.*

#### Список литературы:

1. Троянская А.Ф., Мосеева Д.П., Рубцова Н.А., Миняев А.П. Экологические последствия применения пентахлорфенолята натрия на деревообрабатывающих предприятиях Архангельской области // Диоксины-супертоксиканты XXI века / Ред. Ю.М. Арский. – М.: ВИНТИ. – 1998. – № 3. – С. 1–9.
2. Троянская А.Ф., Мосеева Д.П., Рубцова Н.А. Содержание токсичных примесей в промышленных полихлорфенольных препаратах // Химия в интересах устойчивого развития. – 2004. – Т. 12. – № 2. – С. 225–231.
3. Троянская А.Ф., Вельямидова А.В. Современное состояние почв по загрязнению устойчивыми хлорорганическими соединениями от применения пентахлорфенолята натрия на территории Архангельской области // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. – 2009. – № 1. – С. 108–115.
4. Gribble G.W. Naturally occurring organohalogen compounds: a comprehensive update // Springer. – 2010. – 60 p.
5. Lyytikäinen M. Environmental fate and bioavailability of wood preservatives in freshwater sediments near an old sawmill site // Chemosphere. – 2001. – V. 44. – P. 341–350.
6. Троянская А.Ф., Вельямидова А.В. Современное состояние донных осадков бассейна реки Онеги по загрязнению хлорорганическими соединениями. Известия высших учебных заведений // Лесной журнал. – 2009. – № 2. – С. 111–119.
7. Gaofeng Wu. (2004) Biodegradation of chlorophenols: a review // Chemical journal on Internet. – V. 6(10). – 67 p.

### **СВЯЗЬ НАКОПЛЕНИЯ РТУТИ В МЫШЦАХ ТЮЛЬКИ *CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS* (NORDMANN, 1849) С СОДЕРЖАНИЕМ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПИГМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И КАМЫ**

В.Т. Комов, Л.Е. Сигарева, М.И. Базаров, Н.А. Тимофеева, В.А. Гремячих\*

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,  
пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл. \*grva@list.ru*

Проанализировали содержание ртути (Hg) в мышцах 180 сеголетков тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1849) с отдельных станций водохранилищ Верхней и Средней Волги и Камы. Средние значения длины тела рыб с исследованных станций не превышали 5.3 см; массы – 1.6 г; содержания Hg в мышцах – 0.23 мкг/г сухой массы и значимо различались по отдельным станциям. По выборкам рыб с большинства исследованных станций выявлена значимая положительная связь концентраций Hg в мышцах сеголетков с длиной тела и массой ( $r=0.50-0.99$ ,  $p<0.05$ ). Установлена также значимая отрицательная связь Hg в мышцах рыб с концентрацией растительных пигментов (хлорофилл *a* +феопигменты) в донных отложениях станций отбора проб ( $r = -0.71$ ,  $p < 0.03$ ). Роль первичных продуцентов органического вещества в процессе включения металла в трофические сети водных экосистем рассматривается исследователями редко и, как правило, наряду с другими факторами физико-химической природы, действие которых на интенсивность накопления Hg более выражено. Полученные данные предполагают необходимость продолжения исследований в этом направлении.

Изучение миграции и распределения ртути (Hg) в абиотических и биотических компонентах экосистем проводится последние десятилетия во многих странах и остается актуальным в силу глобальных масштабов перемещения элемента и его высокой токсичности для живых организмов [10]. Особый интерес представляет выяснение причин различной интенсивности накопления Hg в мышцах рыб, обитающих в близко расположенных водоемах или в разных участках одного и того же, при отсутствии на площади водосборного бассейна локальных (техногенных или природных) источников загрязнения. Одной из таких причин может быть ранее выявленная статистически значимая отрицательная корреляционная связь между содержанием металла в мышцах окуня и биомассой первичных продуцентов в озерах и водохранилищах Северо-Запада России [5]. При этом фитопланктон, концентрации Hg в котором ниже, чем в других компонентах трофической сети [11], не входит в рацион питания рыб, населяющих волжские водохранилища, за исключением малькового периода развития. Но и на этом этапе он регистрируется

только как элемент, сопутствующий основным пищевым объектам [6]. Два обстоятельства позволяют рассматривать установленную тенденцию как обоснование для более детальных исследований с расширением количества и качества снимаемых показателей. Во-первых, качественные и количественные характеристики планктонных сообществ (концентрации пигментов, в частности) варьируют гораздо сильнее в течение вегетационного периода, чем содержание пигментов в донных отложениях. Преимущество содержания хлорофилла *a* (и феопигментов) в отложениях по сравнению с концентрацией хлорофилла *a* в планктоне состоит в том, что первый показатель интегрирует природные процессы за ряд лет, второй же отражает лишь кратковременную динамику развития и деления клеток планктонных водорослей в конкретный период наблюдения [4]. К тому же при долговременных исследованиях была выявлена тесная корреляционная связь между средними концентрациями пигментов в донных отложениях и водном столбе на станциях Рыбинского водохранилища [3]. Во-вторых, содержание ртути чаще анализируют в тканях не сеголетков, а рыб старше одного года, что не исключает миграции за предыдущий период жизни.

Цель работы – исследование накопления ртути в мышцах сеголетков тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1849) из разных участков водохранилищ Верхней и Средней Волги и Камы, отличающихся содержанием растительных пигментов в донных отложениях.

Сеголетки тюльки отловлены мальковым тралом в сентябре 2022 г. в водохранилищах Верхней и Средней Волги (Иваньковском, Угличском, Горьковском и Куйбышевском) и Камы (Камском). Рыб (180 экз.) замораживали для транспортировки и хранения, измеряли и взвешивали до взятия образцов и последующего их высушивания при 36 °С. Определение Hg проводили стандартным методом на ртутном анализаторе РА 915 с приставкой ПИРО [7]. Содержание пигментов в донных отложениях (ДО) – согласно методике, описанной ранее [3]. Результаты обрабатывали статистически, с использованием метода дисперсионного анализа (ANOVA) и процедуры LSD-теста при уровне значимости  $p = 0.05$ .

Средние значения длины тела рыб с исследованных станций не превышали 5.3 см; массы – 1.6 г; содержания Hg в мышцах – 0.23 мкг/г сухой массы; содержания суммы хлорофилла *a* и феопигментов – 172.0 мкг/г сухого грунта (табл.).

Таблица. Размерно–весовые характеристики сеголетков, содержание Hg в мышцах и концентрации растительных пигментов в ДО на исследованных станциях

Водохранилище	Место вылова	n	L1, см	Масса, г	Hg, мкг/г сухой массы	Хл+Ф**
Иваньковское	Лисицы	20	3.8±0.1 <sup>bc</sup> 2.9–4.3	0.7±0.04 <sup>abc</sup> 0.3–1.0	0.21±0.01 <sup>b</sup> 0.09–0.30	2.8
	Городня	20	4.2±0.1 <sup>ab</sup> 3.8–4.8	0.9±0.03 <sup>ab</sup> 0.7–1.3	0.20±0.01 <sup>b</sup> 0.11–0.28	120.2
	Уходово	20	3.5±0.1 <sup>a</sup> 2.5–4.0	0.6±0.05 <sup>a</sup> 0.2–0.9	0.07±0.01 <sup>a</sup> *-0.15	172.0
Угличское	Грехов ручей	20	3.6±0.4 <sup>a</sup> 2.3–7.3	1.1±0.4 <sup>bcd</sup> 0.1–6.5	0.19±0.05 <sup>b</sup> 0.06–0.76	147.7
	Чкаловск	20	4.9±0.1 <sup>ef</sup> 3.7–6.1	1.3±0.1 <sup>cde</sup> 0.5–2.6	0.18±0.01 <sup>b</sup> 0.10–0.29	33.3
Горьковское	Костромское расширение	20	5.3±0.1 <sup>g</sup> 4.6–5.8	1.6±0.1 <sup>de</sup> 1.2–2.0	0.23±0.01 <sup>b</sup> 0.18–0.30	20.2
	Камское устье	20	5.2±0.1 <sup>fg</sup> 3.9–6.0	1.3±0.1 <sup>e</sup> 0.7–2.5	0.31±0.02 <sup>c</sup> 0.17–0.54	4.4
Куйбышевское	р. Кама напротив Лаишево	20	4.7±0.1 <sup>cd</sup> 3.6–5.7	1.3±0.1 <sup>bcd</sup> 0.5–2.1	0.31±0.02 <sup>c</sup> 0.20–0.48	47.6
Камское	Орел	20	4.4±0.1 <sup>de</sup> 3.3–5.5	1.1±0.1 <sup>cde</sup> 0.4–2.1	0.29±0.02 <sup>c</sup> 0.17–0.45	1.3

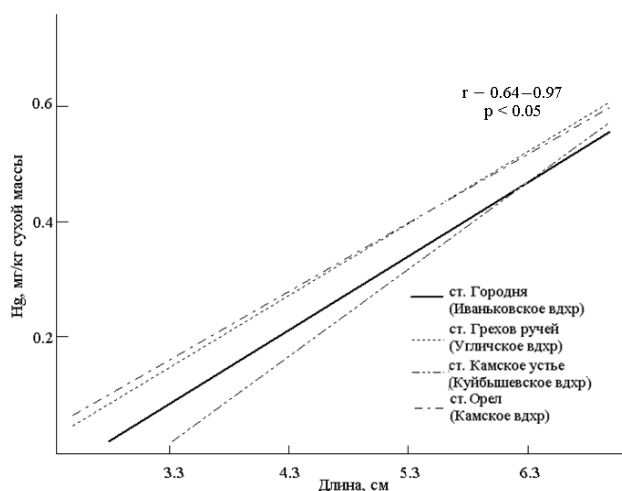
Примечание: над чертой – среднее значение и его ошибка, под чертой – min–max, n – количество исследованных рыб; \* ниже порога определения прибора; a, b, c....значения с разными, не пересекающимися надстрочными индексами, значимо различаются по станциям (в столбцах) при уровне значимости  $p < 0.05$ . Хл+Ф\*\* – хлорофилл *a* + феопигменты, мкг/г сухого грунта.

Содержание металла в мышцах сеголетков Иваньковского, Угличского и Горьковского водохранилищ значимо ниже, чем Куйбышевского и Камского (табл.). Фактически по всем выборкам с разных станций водохранилищ, за исключением ст. Костромское расширение, установлены значимые положительные связи между концентрацией Hg в мышцах рыб и их длиной ( $r = 0.50 - 0.97$ ,  $p < 0.05$ ) и массой ( $r = 0.60 - 0.99$ ,  $p < 0.05$ ) (рис. 1).

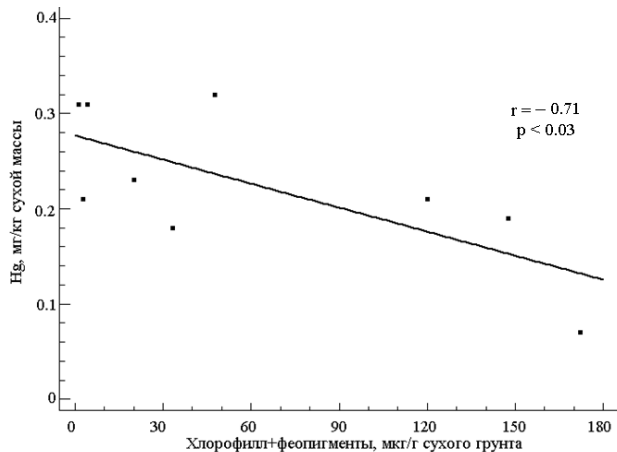
Установлена значимая отрицательная связь между накоплением металла сеголетками и концентрацией суммы растительных пигментов (хлорофилл *a* + феопигменты) в ДО исследованных станций ( $r = -0.71$ ,  $p < 0.03$ ) (рис. 2).

Высоко значимая положительная связь накопления Hg в мышцах сеголетков тюльки с размерно-весовыми показателями объясняется особенностями ее биологии: темпов роста, предпочитаемых мест обитания, структуры питания. На первом году жизни у рыбы наблюдаются максимальные линейные приросты. Она занимает наиболее продуктивные биотопы пелагиали (зоны аккумуляции биомасс), концентрируясь в горизонте 2–7 м. В условиях Волжских водохранилищ предпочитает питаться крупными пелагическими рачками [1].

Какие процессы миграции и трансформации Hg в трофических сетях исследованных водохранилищ приводят к тому, что не входящий в основной спектр питания тюльки фитопланктон оказывается отрицательно связанным с интенсивностью накопления рыбой металла, пока не ясно. Роль первичных продуцентов во включении Hg в эти процессы рассматривается исследователями редко, не как основная цель и, как правило, наряду с другими факторами физико-химической природы, действие которых более выражено.



**Рис. 1.** Связь между концентрацией Hg в мышцах и длиной тела тюльки с исследованных станций Верхней и Средней Волги и Камы.



**Рис.2.** Связь между концентрацией Hg в мышцах тюльки и содержанием растительных пигментов в ДО с исследованных станций.

Тем не менее, при исследовании озер Дарвинского заповедника в 1989 г. было показано, что максимальные уровни содержания Hg в мышцах окуня [9] характерны для рыб из кислых озер, в воде которых концентрация хлорофилла *a* была минимальной [2]. Косвенным подтверждением отрицательной связи «фитопланктон – Hg в рыбе» служат экспериментальные работы, в которых установлено, что добавление биогенных элементов в экосистемы приводит к снижению накопления Hg рыбами [8]. Увеличение скорости роста рыб при этом (эффект биологического разбавления) объясняет только 30–40% зарегистрированного снижения содержания металла. Аналогичный эффект зарегистрирован и на беспозвоночных. Изменения содержания металла в веснянках рек Северного Кавказа свидетельствуют о более интенсивном накоплении ртути в зимний период, когда первичные продуценты находятся в подавленном состоянии, чем в теплое время года [7].

Полученные результаты подтверждают ранее сделанное наблюдение о том, что развитие первичных продуцентов органического вещества (фитопланктона) снижает интенсивность накопления Hg в мышцах рыб, занимающих самые высокие уровни в трофических сетях водных экосистем.

#### Список литературы:

1. Карабанов Д.П. Генетические адаптации черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1849) (Actinopterygii: Clupeidae). Воронеж: Научная книга 2013. 179 с.
2. Минеева Н.М. Продукционные характеристики фитопланктона озер Дарвинского заповедника. Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 1994. № 70 (73). С. 43–64.
3. Сигарева Л.Е., Пырина И.Л., Тимофеева Н.А. Межгодовая динамика растительных пигментов в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища. Экология, морфология и систематика водных растений. Труды ИБВВ РАН. Выпуск 76 (79). Ярославль: Филигрань, 2016. С. 119–130.
4. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели состояния экосистемы. Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. Ред. В.И. Лазарева. М.: РАН, Ин-т биологии внутренних вод, 2018. С. 160–166.
5. Степанова И.К., Комов В.Т. Роль трофической структуры экосистемы водоемов северо-запада России в накоплении ртути в рыбе. Гидробиологический журнал. 2004. Т. 40. № 2. С. 87–96.
6. Столбунов И.А. Трофические характеристики молоди плотвы (*Rutilus rutilus* L.) в различных экологических условиях. Биология внутренних вод. 2006. № 3. С. 73–77.
7. Шаповалов М.И., Гремячих В.А., Комов В.Т. Влияние выходов полиметаллических рудопоявлений на накопление ртути гидробионтами в речных экосистемах. Биология внутренних вод. 2021. № 6. С. 628–639.
8. Essington T. E. and Houser J. N. 2003. The Effect of Whole-Lake Nutrient Enrichment on Mercury Concentration in Age-1 Yellow Perch, Transactions of the American Fisheries Society, 132:1, 57–68.
9. Haines T.A., Komov V., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin national reserve, Russia. Environmental Pollution. 1992. Т. 78. № 1-3. С. 107–112.
10. Minamata Convention on Mercury (2023). Minamata Convention in 2022: Progress report on activities. Geneva.
11. Watras CJ, Back RC, Halvorsen S, Hudson RJM, Morrison KA, Wentz SP. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. //Sci Total Environ 1998; 219 (2,3). 183–208.

### СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛОСОСЯХ С ДЛИТЕЛЬНЫМ ПРЕСНОВОДНЫМ ЦИКЛОМ СЕВЕРНО-ЗАПАДНОЙ ПАЦИФИКИ

А.В. Литвиненко<sup>1</sup>, Н.К. Христофорова<sup>1,2,3</sup>, С.В. Горячев<sup>4</sup>, М.А. Иванова<sup>1</sup>, К.Р. Салимзянова<sup>1</sup>, А.Д. Воитков<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Сахалинский государственный университет (СахГУ), г. Южно-Сахалинск

<sup>2</sup>Дальневосточный федеральный институт (ДФИУ), г. Владивосток

<sup>3</sup>Тихоокеанский институт географии (ТИГ) ДВО РАН, г. Владивосток

<sup>4</sup>Институт морской геологии и геофизики (ИМГиГ) ДВО РАН, г. Южно-Сахалинск,  
693008 Южно-Сахалинск, Сахалинская область, Россия, litvinenko.av@bk.ru

В работе исследовали содержание микроэлементов в симае, зашедшей в р. Красноярка (юго-западное побережье Сахалина) в июле 2021 г. Обнаруженные высокие концентрации Cu в органах и тканях симае, возможно, обеспечены благодаря техногенной активности в районе Татарского пролива Японского моря.

К числу тихоокеанских лососей р. *Oncorhynchus* с коротким пресноводным периодом относят горбушу и кету, к лососям с длительным пресноводным периодом – нерку, симае, кижуча и чавычу. Последние четыре вида после выхода из нерестовых гнезд проводят в водоемах и водотоках перед скатом в море от одного до нескольких лет, в некоторых случаях оставаясь в пресной воде всю жизнь (самцы симае).

Сима (*O. masou* Brewoort, 1856) – единственный из шести видов тихоокеанских лососей, встречающийся исключительно по азиатскому побережью от восточной Кореи до Камчатки. Распространен этот вид, главным образом, в бассейне Японского моря, где воспроизводится в водоемах Хоккайдо, Хонсю, Приморья и Сахалина, а также в Амуре.

Взрослые самцы и самки симае перед нерестом проводят в реке около двух месяцев. Некоторая часть производителей симае на нерестилищах в верхней части водотоков проходит не сразу, определенное время отстаиваясь в ямах среднего течения основного русла рек, и заходит в притоки только непосредственно перед размножением. Для размножения симае поднимается в верховья нерестовых рек или заходит в мелкие притоки; в местах ее массового нереста родственные виды не размножаются.

Смолтификация и скат в море у большей части молоди симае происходит после одного-двух лет жизни в реке. На юге ареала большая часть молоди скатывается на втором году и после одной морской зимы возвращается на нерест. Однако в более северных районах увеличивается число рыб, скатывающихся трехлетками, возрастает количество рыб с двумя морскими годами жизни, что связано с большей суровостью условий. Морская часть ареала симае, как и нагульная, ограничивается приазиатскими водами. Это, главным образом, морской, а не океанический вид. Скотившаяся молодь симае япономорских стад на нагул, в основном, заходит в воды южной котловины Охотского моря. Здесь она перемешивается с особями

из рек побережий южной части Охотского моря. Летом выделяется еще один район обитания симы — в северо-восточной части моря, где концентрируется молодь из рек западной Камчатки. Осенью эта молодь также смещается в воды южной котловины моря [5]. Из Охотского моря большая часть симы уходит в течение ноября.

Зимой и во время осенне-летних миграций сима встречается по всей акватории Японского моря, где она интенсивно питается. Основу рациона симы составляют мелкие рыбы (японский анчоус, мойва, песчанка, молодь одноперого терпуга, минтая, а также кальмары и амфиподы [6]. Большая часть половозрелых особей заходит в Охотское море через пролив Лаперуза и лишь частично проникает через южно-курильские проливы. Основные уловы симы приходятся на май, когда анадромная сима проходит через открытые воды южной части российской экономической зоны в Японском море. К середине-концу июня (редко в начале июля) уловы значительно снижаются и ход заканчивается.

Сима для проведения исследований была выловлена 10 июля 2021 г. из накопительных садков лососевого рыбоводного завода «Красноярка», установленных на пункте сбора икры, расположенном на расстоянии 1000 м от устья р. Красноярка, впадающей в Татарский пролив Японского моря.

Рыбы были отпрепарированы по органам и тканям на месте сбора, пробы заморожены и доставлены во Владивосток для химического анализа, перед которым они подвергались механической гомогенизации.

Все элементы определялись из кислотных минерализатов проб согласно ГОСТ 26929-94 на атомно-абсорбционном спектрофотометре Shimadzu AA 7000 в лаборатории геохимии ТИГ ДВО РАН. В общей сложности было проведено 420 индивидуальных измерений.

Точность определения элементного состава, а также возможного загрязнения образцов в процессе анализа контролировали путем сравнения с калибровочными растворами, в том числе с пустым (нулевым) раствором. Точность и прецизионность использованного метода подтверждена регулярным анализом стандартного референтного материала SRM-1566a. Результаты анализа на содержание микроэлементов в органах и тканях представлены в мкг/г сырой массы и показаны в табл. 1. Среднее значение, стандартное отклонение и достоверность сравниваемых различий (с использованием U-критерия Манна-Уитни) рассчитывали в программе MS Excel.

Для сравнения содержания микроэлементов в симе из р. Красноярка (Татарский пролив Японского моря, юго-западное побережье о. Сахалин) использовали полученные нами ранее данные по содержанию микроэлементов в органах и тканях симы из р. Бахура (залив Терпения юго-восточного побережья о. Сахалин) [4].

Места сбора проб на юго-западном и юго-восточном побережьях Сахалина представлены на рисунке.



**Рисунок.** Схема мест отбора проб в устье р. Бахура (залив Терпения, Охотское море) и р. Красноярка (Татарский пролив, Японское море).

Результаты определения содержания микроэлементов в исследуемом материале представлены в таблице.

В органах и тканях симы с юго-западного побережья Сахалина по уровню содержания элементы ранжируются следующим образом: открывает последовательность ряда Cu, за ним следуют Fe, Zn и Mn, от них заметно отстает Ni, и наименьшее значение содержания имеют токсичные металлы Pb и Cd.



Сима юго-восточного побережья Сахалина (табл. 1) отличается гораздо более спокойными уровнями меди и цинка и значительным содержанием свинца во всех органах, и, традиционно, в метаболически активной печени.

Достаточно высокие уровни содержания Zn наблюдаются в сима с обоих побережий о. Сахалин, но особенно выделяется япономорская сима: содержание цинка в ее печени и половых продуктах значительно превышает уровни этого металла в охотоморской сима. В печени западно-сахалинской симы цинка больше в 6 раз, в семенниках более чем в 2 раза, в яичниках – более чем в 8 раз. Максимальное количество цинка отмечено в печени симы из р. Красноярка –  $37,90 \pm 4,96$  мкг/г; содержание цинка в мышцах симы с обоих побережий примерно равно. Ni распределен в сима с обоих побережий достаточно равномерно, но, в целом, его показатели выше в восточно-сахалинской сима, примерно в 1,5-2 раза.

Таблица. Концентрации микроэлементов в органах и тканях симы из рек юго-западного и юго-восточного побережий Сахалина, мкг/г сырой массы

Органы и ткани	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Fe	Mn
<b>Сима из устья р. Бахура, юго-восточное побережье Сахалина (июнь 2017 г.)</b>							
<b>Диапазон массы рыб 633,5-804,0 г</b>							
Мышцы	$5,14 \pm 1,28$	$0,59 \pm 0,12$	$0,43 \pm 0,05$	$0,035 \pm 0,006$	$0,48 \pm 0,12$	н/о	н/о
Печень	$6,60 \pm 1,27$	$0,54 \pm 0,07$	$0,57 \pm 0,03$	$0,070 \pm 0,007$	$0,61 \pm 0,07$	н/о	н/о
Гонады самцов	$5,26 \pm 0,65$	$0,53 \pm 0,13$	$0,47 \pm 0,12$	$0,038 \pm 0,011$	$0,56 \pm 0,09$	н/о	н/о
Икра	$4,55 \pm 1,40$	$0,47 \pm 0,08$	$0,42 \pm 0,08$	$0,031 \pm 0,003$	$0,56 \pm 0,18$	н/о	н/о
<b>Сима из р. Красноярка, юго-западное побережье Сахалина (июль 2021 г.)</b>							
<b>Диапазон массы рыб 560,0-1260,0 г</b>							
Мышцы	$4,64 \pm 0,41$	$0,61 \pm 0,18$	$0,30 \pm 0,09$	$0,036 \pm 0,013$	$0,10 \pm 0,01$	$3,99 \pm 1,02$	$0,15 \pm 0,08$
Печень	$37,90 \pm 4,96$	<b><math>131,28 \pm 63,02</math></b>	$0,21 \pm 0,09$	$0,172 \pm 0,05$	$0,12 \pm 0,03$	<b><math>113,67 \pm 45,61</math></b>	$2,48 \pm 0,59$
Гонады самцов	$13,89 \pm 1,61$	$0,71 \pm 0,22$	$0,31 \pm 0,09$	$0,06 \pm 0,015$	$0,25 \pm 0,03$	$5,65 \pm 1,24$	$0,32 \pm 0,09$
Икра	$30,45 \pm 5,98$	$6,4 \pm 0,8$	$0,31 \pm 0,13$	$0,052 \pm 0,015$	$0,09 \pm 0,007$	$24,69 \pm 3,87$	$1,05 \pm 0,15$

Примечание: косым шрифтом выделены повышенные величины концентраций для каждого из элементов, полужирным – их наибольшие значения. МДУ (мкг/г сырой массы) в морепродуктах: Pb – 1,0, Cd – 0,2 [2]; н/о – не определяли.

Сима из р. Красноярка отличается намного более высоким, чем сима из устья р. Бахура, содержанием в органах и тканях Cu. Если в мышцах и семенниках рыб содержание этого металла – биофила и биоцида одновременно – не превышало 1,0 мкг/г, в яичниках составляло  $6,4 \pm 0,8$  мкг/г, то в печени количество этого металла составляло  $131,28 \pm 63,02$  мкг/г сырой массы. Наибольшие различия в содержании меди характерны для печени и яичников, наименьшие – для мышц и семенников симы с разных побережий (табл. 1).

Миграции япономорской симы проходят, в основном, через пролив Лаперуза. Молодь, оставшаяся на нагул в Японском море, концентрируется севернее пролива Лаперуза, а в Охотском море – в его южной половине (до  $55^\circ$  с.ш.). В водах обширного северного шельфа Охотского моря сима почти не нагуливается [5].

Япономорская сима зиму проводит в северной части Японского моря, в открытые воды Охотского моря большая часть симы распространяется от побережья Сахалина (местные популяции), через пролив Лаперуза (японские и япономорские популяции), от побережья Хоккайдо и южно-курильских проливов (в основном, японские популяции), а также от западного побережья Камчатки (местные популяции). На стадии завершения нагула симы появляется в южной части Охотского моря. При нагуле и во время осенних миграций она наиболее многочисленна в юго-западном углу моря, откуда позднее мигрирует в Японское море через пролив Лаперуза [5].

Сима является типично морским, не океаническим видом тихоокеанских лососей, в процессе своего жизненного цикла не проводящим значительного количества времени во время миграций и нагула в районе высококормной импактной зоны Курило-Камчатского района, служащей основным источником токсичных тяжелых металлов (Pb и Cd) для проходных лососей [3]. Тем не менее, в течение морского нагула, как в летний, так и в зимний период, встречается в районе южных Курильских островов, таким образом, не исключена возможность попадания в организм рыб из охотоморских популяций с кормовыми объектами повышенного содержания Pb, как мы наблюдали это у горбуши и кеты с о. Итуруп и восточного побережья Сахалина. Япономорская сима, как и япономорская горбуша, нагул и зимовку проводит в водах Японского моря, обеспечивая тем самым другой спектр микроэлементов в своих тканях.

Для ихтиофауны, также как и для планктона и бентоса, наблюдается вполне определенная закономерность, характеризующаяся крупномасштабной геохимической тенденцией увеличения влияния терригенного стока пресных вод на химический элементный состав морских вод при переходе от пелагиали океана к его неритической зоне. В силу того, что рыбы имеют более развитые механизмы гомеостаза, позволяющие им активно регулировать процессы поглощения и выведения микроэлементов, эта тенденция прослеживается не столь отчетливо, как, например, для планктонных организмов. Однако можно говорить о зависимости между микроэлементным составом рыб и средой их обитания [1].

Мышечная ткань симы из р. Красноярка содержит Fe  $3,99 \pm 1,02$  мкг/г и Mn –  $0,15 \pm 0,08$  мкг/г сырой массы, что в сравнении с литературными данными, приведенными Морозовым и Петуховым (1986), значительно ниже средних значений для рыб, относящихся ко всем группам питания, несмотря на то, что сима является одним из хищных видов лососей, потребляющих кроме мелкого нектона и макропланктон [5]. Максимальный уровень содержания в печени западно-сахалинской симы составляет: Fe –  $126,39 \pm 37,61$  мкг/г, Mn –  $2,48 \pm 0,59$  мкг/г сырой массы (табл. 1).

Очевидно, что на уровень содержания этих эссенциальных элементов в мышечной ткани, печени и гонадах оказывает влияние не только тип питания, но и приуроченность к определенным геохимическим районам.

Важно при этом подчеркнуть, что концентрации токсичных микроэлементов в исследованных нами особях симы с обоих побережий Сахалина не превышают санитарных норм, предъявляемых к морепродуктам в РФ. Уровень Cd и Pb даже в печени симы с обоих побережий не превышает МДУ [2] в мышцах, печени и гонадах восточно-сахалинской симы. В целом, содержание Pb не превышает половины допустимого уровня для пищевой продукции (МДУ=1,0), в то же время значительно (от 2 до 6 раз) превышая соответствующие значения в органах и тканях симы с юго-западного побережья.

Количество Cd в органах и тканях разных видов тихоокеанских лососей зависит не только от импактной зоны, в которой лососи кормятся длительное время, но и от напряженности антропогенной и техногенной нагрузки на акваторию пребывания. Содержание Cd, одного из токсичных металлов, уровень которого в пищевой продукции строго регламентируется государственными нормирующими документами [2], несколько выше в западно-сахалинской симе, по сравнению с восточно-сахалинской; однако даже максимальный его уровень в печени рыб из р. Красноярка не достигает МДУ (0,2 мкг/г) и составляет  $0,172 \pm 0,05$  мкг/г сырой массы (табл. 1).

Таким образом, высокие концентрации Cu и Zn – свидетелей антропогенной деятельности – в органах и тканях западно-сахалинской симы, возможно, обеспечены благодаря техногенной активности в районе Татарского пролива Японского моря; повышенные концентрации в восточно-сахалинской симе Pb – свидетеля вулканогенной активности – пребыванию симы в нагульный период в импактной зоне Курило-Камчатского района.

#### Список литературы:

1. Морозов Н.П., Петухов С.А. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне Мирового океана. М.: Агропромиздат, 1986. 160 с.
2. СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. М.: Госкомсанэпиднадзор РФ. 2002. 156 с.
3. Христофорова Н.К., Литвиненко А.В., Цыганков В.Ю., Ковальчук М.В., Ерофеева Н.И. Микроэлементный состав горбуши *Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum, 1792 из Сахалино-Курильского района // Биол. моря. 2019. Т. 45. №3. С. 447-452.
4. Христофорова Н.К., Литвиненко А.В., Цыганков В.Ю., Ковальчук М.В. Концентрации микроэлементов в симе *Oncorhynchus masou* из Юго-западной части Охотского моря // «Биогеохимия – научная основа устойчивого развития и сохранения здоровья человека»: Материалы XI Международной биогеохимической школы. Тула: Изд-во Тульского государственного педагогического университета, 2019. С. 53-56.
5. Шунтов В.П., Темных О.С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Т. 1. Владивосток: ТИНРО-центр, 2008. 481 с.
6. Шунтов В.П., Темных О.С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Т. 2. Владивосток: ТИНРО-центр, 2011. 473 с.

# ИССЛЕДОВАНИЕ ФАКТОРОВ ФОРМИРОВАНИЯ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ МАЛЫХ ВОДОТОКОВ В ОКРЕСТНОСТЯХ Г. СЫКТЫВКАРА

В.В. Мазур

*Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,  
167001 Сыктывкар, Республика Коми, vvmazur@list.ru*

Выполнение настоящей работы обусловлено необходимостью выявления основных экологических и географических факторов, оказывающих влияние на состояние биоресурсов малых водотоков, в условиях роста антропогенного воздействия. В качестве объектов исследования были выбраны реки в окрестностях г. Сыктывкара: Човью, Важелью, Кылтымью и Мартью. Для оценки состояния водотоков была использована методика оценки атрибутивных показателей. Отмечено, что участки русел рек Кылтымью и Важелью, а также истоки р. Човью расположены на особо-охраняемых территориях регионального значения, что способствует ограничению антропогенной нагрузки названных водотоков. Результаты исследования геоэкологических параметров малых рек окрестностей г. Сыктывкара показали, что реки Кылтымью и Мартью подвергаются минимальной антропогенной нагрузке, а для экосистем рек Човью и Важелью характерно незначительное ухудшение экологической обстановки.

Сокращение биоразнообразия водных экосистем в последние десятилетия приобретает стремительные темпы и, в глобальном масштабе, связано с чрезмерным использованием природных ресурсов, быстрыми темпами вырубки лесов вдоль русел рек, внедрением инвазивных видов, загрязнением окружающей среды, изменением климата и другими негативными воздействиями.

Актуальность настоящей работы обусловлена необходимостью выявления основных экологических и географических факторов, влияющих на состояние биоресурсов малых водотоков, в условиях роста антропогенного воздействия. Известно, что при наличии антропогенных нагрузок, к которым данное сообщество не адаптировано, его структура и функции изменяются, и система переходит в другое состояние, с новыми значениями структурных и функциональных характеристик [1].

К числу основных опасностей, угрожающих стабильности экосистем, в первую очередь, относится деградация мест обитания. Деградация водных ресурсов является достаточно изученным явлением и может быть вызвана природными процессами (изменение климата, взаимодействие воды и горных пород, геологические факторы) и деятельностью человека (сельскохозяйственные методы и городские отходы), а также наличием токсичных химических соединений от промышленных предприятий. Однако, говоря о природном фоне, зачастую, подразумевают условия, сформировавшиеся в результате непромышленного использования территорий. При этом не исключается хозяйственное или сельскохозяйственное использование населением указанных территорий. Потребность выявления гидрохимического фона с учетом специфики региона была прописана в книге «Правила охраны поверхностных вод...» за 1991 г., согласно которым «если в водном объекте под воздействием природных факторов по отдельным веществам превышает ПДК, то для этих водных объектов могут устанавливаться региональные нормы качества воды в соответствии с естественными фоновыми концентрациями».

В геоэкологическом контексте отличие малой реки от средней и крупной заключаются прежде всего, в более тесной зависимости ее водного и гидрохимического режимов от физико-географических условий (рельеф, почва, растительный покров, животный мир, микроорганизмы) в сочетании с воздействием антропогенной нагрузки, в которой расположен водосбор. Следует также отметить малую степень изученности малых рек по сравнению с крупными и средними реками.

Целью настоящей работы было изучение геоэкологических параметров малых водосборов в окрестностях г. Сыктывкара с использованием методики оценки атрибутивных показателей [2]. В качестве объектов исследования были выбраны реки: Човью, Важелью, Кылтымью и Мартью. Реки протекают вблизи городского округа Сыктывкар, дачных массивов и сельскохозяйственных угодий (рис.).

Основа используемой методики – карты высокого разрешения OpenStreetMap и Геопортала Республики Коми (<https://gis.rkomi.ru/>).

Исследуемые малые равнинные реки являются базой региональной гидрографической сети и начальным элементом более крупных речных систем, в нашем случае это р. Сысола и р. Вычегда. Характеристики рек приведены в таблице 1.

Реки Кылтымью и Важелью протекают по особо-охраняемым территориям регионального значения – заказникам «Юил» и «Важелью». Истоки р. Човью расположены в районе заказника регионального значения «Кокаль-нюр» и памятника природы болотного «Шилодорское». Несомненно, указанный факт способствует ограничению антропогенной нагрузки в руслах указанных рек.

Почвы, слагающие территорию исследуемых водосборов, имеют некоторые различия. Так для р. Мартю характерны песчаные подзолисто-железистые почвы, для рек Кылтымью и Важелью – суглинистые подзолы, а для р. Човью – супесчаные.



**Рисунок.** Схема расположения малых рек в окрестностях г. Сыктывкара.

**Таблица 1.** Основные характеристики малых рек г. Сыктывкара

Река	Длина, км	Речной бассейн	Тип почвы	ООПТ регионального значения в руслах рек	Ихтиофауна
Човью	40	р. Вычегда (бассейн Северная Двина)	Супесчаные подстилаемые моренными суглинками, подзолистые	Заказник «Кокаль-нюр»; памятник природы «Шилодорское»	Сиг, стерлядь, нельма, щука, налим, карась, елец, язь, лещ, плотва, пескарь, уклейка, лещ, окунь, голянь, ерш [3]
Кылтымью	36	р. Сысола (бассейн Северная Двина)	Средне- и легкосуглинистые пылеватые, подзолистые и торфянисто-подзолисто-глееватые	Заказник биологический «Юил»	В нижнем течении р. Сысолы, притоками которой являются исследуемые реки, обитают: щука, лещ, уклейка, густера, золотой карась, голавль, язь, елец, плотва, налим и окунь [4]
Важьелью	23		Средне- и легкосуглинистые пылеватые, подзолистые и торфянисто-подзолисто-глееватые	Заказник комплексный «Важьелью»	
Мартыно	31		Песчаные, подзолы иллювиально-железистые	—	

Для сравнения малых рек и установления геоэкологических факторов, влияющих на состояние водных экосистем, были выбраны следующие характеристики: степень лесистости местности, наличие болот, наличие ООПТ, наличие населенных пунктов и лесозаготовительных участков, а также расположение поблизости с водотоком всевозможных промышленных и хозяйственных объектов (табл. 2). Выбор факторов определен в соответствии с методикой оценки геоэкологической ситуации в пределах малых водосборов рек на основе матрицы атрибутивных показателей [5].

Выявлено, что в руслах рек Важьелью и Човью располагаются помехохранилища, содержимое которых во время ливней или паводков может попадать в водотоки, вызывая повышение концентрации азота и других сопутствующих соединений до критического уровня, вызывая массовую гибель рыбы [6].

Вырубка лесов, изменение поверхностного стока, а также интенсивный вылов промысловых видов рыб служат основными факторами, определяющими состав и численность рыбных ресурсов. Так, при настоящем уровне экологического состояния водотоков, а также высокой интенсивности лова, большинство ценных для населения видов рыб (лососеобразные, язь, плотва, лещ, щука и окунь) в ближайшем будущем полностью утратят промысловое значение [3].

Проведен расчет суммарного коэффициента антропогенной нагрузки на малые водотоки: сумма атрибутивных показателей антропогенных факторов (табл. 3).

Исходя из расчетов, максимальную антропогенную нагрузку испытывает р. Човью, далее Важьелью, Кылтымью и минимальная нагрузка у р. Мартыно. Несмотря на то, что обобщенный геологический риск для

рек Човью и Важелью характеризуется как «приемлимый», наблюдаются незначительные пространственно-временные изменения в бассейнах рек, ведущие к перестройке их структуры, способной к восстановлению в результате процессов саморегуляции или проведения природоохранных мероприятий [3]. Для рек Кылымью и Мартю характерен «пренебрежимый» геоэкологический риск.

Таблица 2. Характеристика водосборной территории малых рек г. Сыктывкара (+ низкая, ++ средняя, +++ высокая встречаемость)

Реки	Природные факторы			Антропогенные факторы							
	Леса	Болота	ООПТ	Малые населенные пункты (дачных массивов)	Наличие лесозаготовительных участков	Наличие объектов размещения промышленных и бытовых отходов		Количество пересечений с автодорогами	Промышленные объекты	Объекты инженерно-энергетического назначения	Сельскохозяйственные угодья
						Помогот хранилище	Твердые коммунальные отходы				
Човью	+	++	++	++	++	+	+	+++	+++	+++	+++
Кылымью	++	+++	+	++	+++	-	+	++	-	-	+
Важелью	+++	+	+	+	-	+	-	+	++	++	+
Мартю	+++	+	-	+	+++	-	-	+	-	-	-

Таблица 3. Оценка атрибутивных показателей малых рек г. Сыктывкара

Реки	Назначение реки	Лесистость территории	Коэффициент густоты речной сети	Характер рельефа	Средняя плотность населения	Коэффициент хозяйственного использования	Назначение земель	Степень нарушенности земель	Расстояние от источника загрязнения	Объем сброса загрязняющих вод	Итого
Човью	3	2	2	2	2	2	5	3	5	3	29
Кылымью	0	3	2	2	1	1	4	2	2	1	18
Важелью	2	4	2	2	1	1	4	2	4	2	24
Мартю	0	4	2	2	1	1	2	2	1	1	16

Таким образом, результаты исследования геоэкологических параметров малых рек окрестностей г. Сыктывкара с использованием методики оценки атрибутивных показателей экосистем, позволили установить, что реки Кылымью и Мартю подвергаются незначительной антропогенной нагрузке, а в экосистемах рек Човью и Важелью наблюдаются не критические изменения экологической обстановки.

Для сравнения качества различных водосборных бассейнов необходимо совершенствовать существующие методы экологической оценки, которые должны включать исследование различных компонентов водных экосистем. В настоящее время разработана обширная база методик по оценке отдельных экологических аспектов территорий, однако, большинство методик не применяется при стандартных процедурах мониторинга.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Научно-образовательного центра мирового уровня «Российская Арктика: новые материалы, технологии и методы исследования».*

#### Список литературы:

- Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2001. 147 с.
- Карпенко Н.П. Оценка геоэкологической ситуации речных бассейнов на основе атрибутивных показателей и обобщенных геоэкологических рисков // Природообустройство. 2018. №2. С. 15–22.
- Захаров А.Б., Бознак Э.И. Современные изменения рыбного населения крупных рек Европейского Северо-востока России // Российский журнал биологических инвазий. 2011. Т. 4. № 1. С. 23–33.
- Пономарев В.И., Соколова Н.П. Структура рыбного населения поймы среднего течения реки Сысолы в период весеннего половодья // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2020. 1 (212). С. 13–19.
- Волчек А. А., Окоронко И. В. Оценка геоэкологической ситуации в пределах малых водосборов бассейна реки Ясельды // Природопользование. 2021. № 1. С. 49–61.
- Левин Е.В., Сагитов Р.Ф., Баширов В.Д., Василевская С.П. Особенности технологического процесса утилизации помётной массы с расстановкой оборудования // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. 2019. № 3(77). С. 163–166.

## АККУМУЛЯЦИЯ ХОП И ПХБ В ОРГАНИЗМЕ ЖЕНЩИН ПРИБРЕЖНЫХ И ОСТРОВНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ОХОТСКОГО МОРЯ

Е.К. Миронова<sup>1</sup>, В.В. Неверова<sup>2</sup>, В.В. Купина<sup>2</sup>, Т.К. Фигурина<sup>3</sup>, В.Ю. Цыганков<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ФГАОУ ВО «Дальневосточный федеральный университет», 690041, г. Владивосток, [miroнова\\_kate@bk.ru](mailto:miroнова_kate@bk.ru)

<sup>2</sup> Областное государственное бюджетное учреждение здравоохранения «Магаданский родильный дом», 685000, г. Магадан

<sup>3</sup> Государственное бюджетное учреждение здравоохранения Сахалинской области «Южно-Сахалинская детская городская поликлиника», 693023, Г. Южно-Сахалинск.

В работе исследуется аккумуляция хлорорганических пестицидов (ХОП) и полихлорированных бифенилов (ПХБ) в грудном молоке женщин Магаданской и Сахалинской областей. Концентрации ХОП и ПХБ в образцах определяли методом газовой хромато-масс-спектрометрии. Выявлено, что содержание токсикантов в грудном молоке женщин Сахалинской области выше такового Магаданской. Общими преобладающими соединениями в обоих регионах выступали  $\beta$ -ГХЦГ и ДДЕ, что указывает на длительное загрязнение окружающей среды этими токсикантами. Из конгенов ПХБ в двух регионах преобладали низкохлорированные. Из-за способности более легких ПХБ переноситься с потоками воздуха на большие расстояния, их присутствие может указывать на глобальный фоновый уровень, сформированный СОЗ на планете. Отмечена тенденция уменьшения поллютантов с увеличением количества родов у женщин. Такие результаты служат подтверждением действия загрязняющих веществ на окружающую среду и, следовательно, возможного негативного влияния на экосистемы и здоровье населения.

Производство ХОП и ПХБ началось еще в 30-е годы, но со временем было ограничено из-за вредного воздействия на окружающую среду и здоровье человека [1]. Растворимость в липидах обеспечивает их накопление в теле живых организмов, в том числе человека. Несмотря на ограничения, из-за незаконного использования, низкой скорости распада и выведения, вероятность вредного воздействия токсикантов высока. Поллютанты могут поступать в организм алиментарным, ингаляционным и контактным путем через поврежденные и целостные кожные покровы. Согласно рекомендациям ВОЗ, лучшим индикатором, показывающим воздействия токсикантов на здоровье человека, является грудное молоко женщин. В связи с тем, что в составе молока присутствует 4% жировых компонентов, токсины активно накапливаются в нем и могут передаваться ребенку при кормлении [2]. Следовательно, полученные результаты указывают на необходимость проведения регулярного экологического мониторинга поллютантов в биологических жидкостях человека.

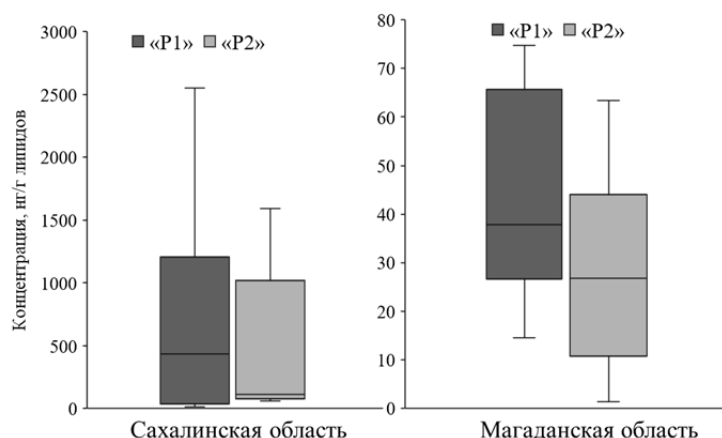
Цель исследования – оценка аккумуляции ХОП и ПХБ в организме женщин прибрежных и островных территорий Охотского моря (Магаданская и Сахалинская области).

Пробы грудного молока ( $n=62$ ) собирали с помощью сотрудников учреждений здравоохранения региона (Магаданская и Сахалинская области) с письменного согласия участников. Возраст женщин Сахалинской и Магаданской области составил от 22 до 43 и от 14 до 43 лет, соответственно. В исследуемых регионах по количеству родов женщин условно делили на две группы: первородящих матерей «Р1» и тех, у кого роды не первые «Р2». Массовое содержание ХОП и ПХБ в грудном молоке определяли методом газовой хромато-масс-спектрометрии на газовом хромато-масс-спектрометре Shimadzu GCMS-QP2010Ultra. Статистический анализ проводили с помощью пакета IBM SPSS Statistics для Windows: использовали медианный критерий, критерий Краскела–Уоллиса при доверительном интервале ( $p \geq 0.95$ ). Данные представлены как диапазон «минимальное – максимальное» (медиана) [3].

Концентрации СОЗ ( $\Sigma$ ГХЦГ+ $\Sigma$ ДДТ+ $\Sigma$ ПХБ) в образцах молока женщин Сахалина варьировали от 11 до 2553 (медиана 182) нг/г липидов. Диапазоны суммарной концентрации ХОП (сумма изомеров ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов) и ПХБ (сумма конгенов 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180) составили – 2–2470 (102) и 2–58 (14) нг/г липидов, соответственно. Концентрации  $\Sigma$ ГХЦГ и  $\Sigma$ ДДТ варьировали от 2–1071 (10) и 2–2470 (102) нг/г липидов.

Концентрации СОЗ ( $\Sigma$ ГХЦГ+ $\Sigma$ ДДТ+ $\Sigma$ ПХБ) в образцах молока женщин Магадана варьировали от 1 до 68 (медиана 27) нг/г липидов. Диапазоны суммарной концентрации ХОП (сумма изомеров ГХЦГ, ДДТ и его метаболитов) и ПХБ – (сумма конгенов 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180) составили – 2–32 (10) и 1–64 (22) нг/г липидов.

Известно, что одним из главных способов выведения поллютантов из организма женщины является перенос через плаценту и с грудным молоком во время лактации. Однако, вместе с этим возрастает риск передачи этих соединений ребенку [4].



**Рисунок.** Сравнение концентрации СОЗ в грудном молоке первородящих матерей «P1» и тех, у кого роды не первые «P2», нг/г липидов.

Результаты наших исследований подтверждают факт уменьшения концентраций СОЗ с увеличением количества родов. Из рисунка видно, что наблюдается тенденция снижения количества токсикантов у группы «P2» по сравнению с «P1».

Концентрации всех исследуемых поллютантов оказались на порядок выше в Сахалинской области по сравнению с Магаданской. Согласно постановлению Правительства Сахалинской области, на территории о-ва Сахалин находятся полигоны размещения пришедших в негодность или запрещённых пестицидов, хранение которых (на момент вступления постановления в силу) осуществлялось с нарушениями, способными привести к серьёзному загрязнению окружающей среды. Также, повышенные уровни ДДТ могут быть связаны с тем, что данный регион является лесной зоной и в связи со случающимися вспышками численности вредителей [5], лесные массивы периодически подвергались обработке ядохимикатами. Дополнительно поллютанты могут попадать на территорию Сахалина и с атмосферным переносом [6].

Пониженные уровни поллютантов в Магадане могут объясняться тем, что сельскохозяйственные угодья Магаданской области находятся в зоне рискованного земледелия с такими лимитирующими факторами, как сумма активных температур воздуха и количество осадков в период вегетации и короткий безморозный период. Это в комплексе с недостаточной устойчивостью растений к действию абиотических и биотических стрессоров позволяет реализовать потенциальную урожайность сортов лишь на 25–40% [7]. Следовательно, обнаруженные невысокие концентрации могут указывать на влияние общего фона СОЗ, сформированного на планете и возможного попадания токсикантов на территорию с атмосферным переносом.

Проведя качественный анализ состава поллютантов в грудном молоке женщин из обоих регионов выявлено, что полное преобладание концентраций  $\beta$ -изомера в молоке женщин Магаданской области указывает на давность поступления этих соединений в среду и организм. Состав изомеров ГХЦГ на Сахалине представлен в большей степени  $\beta$ - и  $\delta$ -ГХЦГ.  $\delta$ -ГХЦГ является предпоследним изомером в процессе распада ГХЦГ ( $\gamma \rightarrow \alpha \rightarrow \delta \rightarrow \beta$ ). Следовательно, его присутствие может указывать на продолжающиеся процессы деградации изначального соединения в организме, что говорит о возможном свежем поступлении этого поллютанта. Из метаболитов ДДТ, преобладающим в обоих регионах, выступали соединения класса ДДЕ, что указывает на биомагнификацию и распад ДДТ, а также на давнее поступление в среду этого токсиканта. В молоке Магаданской и Сахалинской областей среди ПХБ доминировали низкохлорированные конгенеры (ПХБ-28 и ПХБ-52). Низкохлорированные ПХБ достаточно легкие и способны переноситься с потоками воздуха на большие расстояния. Их присутствие также может указывать на глобальный фоновый уровень токсикантов. Как правило, соединения этого класса плохо метаболизируются, поэтому их удаление из организма идет очень медленно. Низкохлорированные ПХБ разрушаются значительно быстрее, чем высокохлорированные. Следовательно, обнаруженные тяжелые ПХБ-101 и ПХБ-153 на территории Сахалина могут говорить о возможных рисках для здоровья новорожденных из-за возможности передачи этих соединений с молоком матери.

Таким образом, поллютанты обнаружены практически во всех образцах грудного молока. Общее содержание СОЗ в пробах Сахалинской области выше такового в Магаданской области. Преобладающими соединениями ГХЦГ выступали  $\beta$ -ГХЦГ (Магаданская область) и  $\delta$ -ГХЦГ (Сахалинская область). Это может быть связано с продолжающимися процессами деградации и вероятным свежем поступлении изначального соединения на Сахалине и со старым загрязнением в Магадане. Давнее загрязнение соединениями ДДТ подтверждается наличием во всех пробах грудного молока преобладающей группы ДДЕ. Среди конгенов ПХБ в двух регионах чаще (более 90%) встречались низкохлорированные ПХБ (ПХБ28 и ПХБ53), что может указывать на влияние общего фона СОЗ, сформированного на планете и возможного попадания токсикантов на территорию с атмосферным переносом. Отмечена тенденция



уменьшения СОЗ с увеличением количества родов у матерей. Следовательно, мониторинг содержания поллютантов в грудном молоке является необходимым процессом, который поможет понять уровень опасности загрязнения окружающей среды и выявить риски для здоровья беременных женщин и новорожденных детей.

*Работа выполнена при поддержке государственного задания Минобрнауки России FZNS-2023-0011.*

#### Список литературы:

1. Eroğlu K, Daş YK, Gölbaşı Z, Şimşek Z, Koruk F, Atmaca E. Persistent Organic Chlorinated Compound Residues in the Breast Milk of Female Seasonal Agricultural Workers. *J Occup Environ Med.* 2018 Sep; 60(9):860-866. doi: 10.1097/JOM.0000000000001362. PMID: 29851746.
2. Омарова, З.М. Влияние пестицидов на здоровье детей. / З.М. Омарова // Российский вестник перинатологии и педиатрии. 2010. № 1. С. 59–64.
3. Tsygankov, V.Y. Hexachlorocyclohexane (HCH) in human blood in the south of the Russian Far East / V.Y. Tsygankov, M.D. Boyarova, P.F. Kiku [et al.] // *Environmental Science and Pollution Research.* 2015. Vol. 22. P. 14379–14382.
4. Капышева, У.Н. Влияние многолетнего пестицидного загрязнения окружающей среды на здоровье человека / У.Н. Капышева, Ш.К. Бахтиярова, Б.И. Жаксымов // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований.* 2019. № 3. С. 56–60.
5. Кузнецов, В.Н. О проблеме непарного (*Lymandtria dispar* L.) и сибирского (*Dendrolimus superans* Bult) шелкопрядов в Приморском крае / Кузнецов В.Н. // *Вестник ДВО РАН.* 1997. №3. С. 24–31.
6. Христофорова, Н.К. Хлоорганические соединения в заливах северо-восточного Сахалина / Н.К Христофорова, Е.М. Латковская // *Вестник ДВО РАН.* 1998. № 2. С.34–44.
7. Пусенкова, Л.И. Эффективность природных регуляторов роста в активизации продукционного процесса и устойчивости к болезням растений картофеля / Л.И. Пусенкова, И.В. Максимов, И.С. Марданшин // *Достижения науки и техники АПК.* 2011. № 8. С. 31–33.

## ВЛИЯНИЕ АНИОННЫХ ДЕТЕРГЕНТОВ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

А.А. Никонова<sup>1</sup>, Е.В. Суханова<sup>1</sup>, Е.А. Зименс<sup>1</sup>, О.Ю. Глызина<sup>1</sup>, И.В. Ханаев<sup>1</sup>, Г.В. Пашкова<sup>3</sup>,  
С.Д. Дылгерова<sup>1</sup>, О.В. Шабалина<sup>2</sup>, Б.Н. Баженов<sup>2</sup>, К.С. Дуброва<sup>1</sup>, С.С. Воробьева<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Лимнологический институт СО РАН, 664033, г. Иркутск, ул. Улан-Баторская, д. 3

<sup>2</sup>Иркутский государственный университет, 664003, г. Иркутск, ул. Карла-Маркса, д. 1

<sup>3</sup>Институт земной коры СО РАН, 664033, г. Иркутск, ул. Лермонтова, д. 128, [alenaxis@list.ru](mailto:alenaxis@list.ru)

В работе кратко рассмотрено влияние алкилбензолсульфонатов натрия, относящихся к классу анионных синтетических поверхностно-активных веществ (АСПАВ) или так называемых анионных детергентов на водные организмы (гидробионты, рыбы, водоросли, растения) и экосистемы (морские и пресноводные). Показан механизм острого воздействия на живую клетку, а также описаны «симптомы» длительного воздействия. Сказано о судьбе данных токсикантов в морских и пресноводных экосистемах в зависимости от температуры, химического состава и солености воды, трофности водоема, глубины, скорости седиментации. Упомянуто о развитии методов оценки токсичности данных токсикантов на гидробионты.

### 1. Антропогенное загрязнение водных экосистем

#### 1.1. Основные загрязнители водных экосистем

Водные экосистемы и их обитатели подвергаются влиянию как природных, так и антропогенных загрязнений разной интенсивности. Антропогенное загрязнение вод обусловлено такой деятельностью человека, как сельское хозяйство, искусственное разведение рыбы (аквакультура), водный транспорт, рекреационная деятельность, туризм, добыча полезных ископаемых, сброс бытовых и промышленных сточных вод. Помимо непосредственного сброса стоков в водоемы существует косвенное загрязнение воды с атмосферными осадками. Антропогенное влияние способно вызывать серьезные нарушения функционирования водных экосистем, перестройку в структуре сообществ, и изменение видового биоразнообразия.

Наиболее известными загрязнителями водных экосистем на сегодняшний день считают биогенные элементы азот и фосфор. Их избыток в водоемах создает благоприятные условия для роста патогенной микрофлоры, включая *E. coli* и приводит к микробиологическому загрязнению. Распространено загрязнение тяжелыми металлами (ТМ), включая ртуть, кадмий, свинец, мышьяк, висмут, сурьму, не говоря о меди, цинке и железе. Антибиотики и фармпрепараты, включая гормональные представляют серьезную угрозу. В особенности это антибиотики, используемые при борьбе с болезнями рыб на рыбоводных фермах. Стойкие органические загрязнители (СОЗ), а именно пестициды, полихлорированные бифенилы (ПХБ),

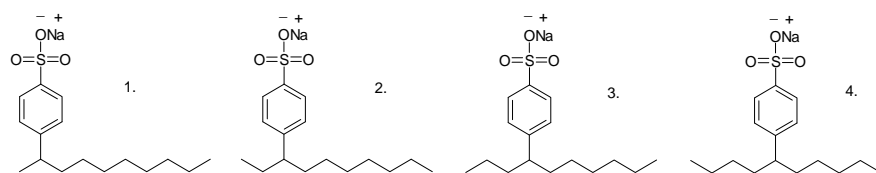
дибензофураны (ПХДФ) и диоксины (ПХДД), а также полиароматические углеводороды (ПАУ) опасны за счет высокой токсичности и способности накапливаться в жировой ткани рыб, хотя, зачастую, их концентрации в водоемах не высоки (на уровне ppt). Кислые и щелочные стоки, лигнин, сульфаты, фенолы и их хлорпроизводные в составе стоков деревоперерабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности, боевые отравляющие вещества (БОВ) и радиоактивные вещества, продукты нефтяной промышленности так же вносят свой вклад. Этот перечень не ограничивается указанными здесь веществами.

Отдельное внимание стоит уделить поверхностно-активным веществам (ПАВ). Эти вещества на сегодняшний день используются повсеместно, и, практически каждым. Относятся к основным загрязнителям поверхностных вод пресноводных и морских экосистем. Концентрации ПАВ зачастую в сотни и тысячи раз превышают концентрации прочих веществ, указанных выше [1]. Известно три типа ПАВ: анионные (АСПАВ), катионные и неионогенные. Среди указанных групп АСПАВ наиболее распространены [1–3].

### 1.2. Алкилбензолсульфонаты натрия – стойкие опасные анионные детергенты

Среди АСПАВ наиболее распространенными являются алкилбензолсульфонаты натрия (АБС), известные в зарубежной литературе под названием *Linear Alkylbenzene Sulfonates* [1]. Алкилбензолсульфонаты производятся с 1964 г. Согласно официальным данным мировое производство АБС в 2016 г. достигло 11 млн. тонн в год. Данные вещества применяют в быту в качестве чистящих и моющих средств, стиральных порошков, в сельском хозяйстве в качестве носителей и эмульгаторов для инсектицидов и гербицидов, в текстильной промышленности, в медицине, в сфере рекреации, в т.ч. для производства искусственного снега на горнолыжных базах и курортах, в нефтяной промышленности при извлечении остаточной нефти, в металлургической промышленности – при флотации и обогащении пород [1, 3].

АБС представляют класс ароматических соединений с линейной алкильной цепью, присоединенной к бензольному кольцу в пара-положении через –СН группу (рис.). Наиболее распространены продукты на основе додецилбензолсульфоната или смеси 20 изомеров с длиной алкильной цепи от 10 до 13 атомов углерода [1, 3]. АБС дифильны – хорошо растворимы в воде (до 250 г/л) при их одновременной способности к сорбции (коэффициент распределения  $K_d \sim 330$  л/кг в системе вода – речной осадок), обладают высокими температурами кипения (637 °С) и снижают поверхностное натяжение на границе раздела фаз [1].



**Рисунок.** Изомеры децилбензолсульфоната натрия: 1) 2-децилбензолсульфонат; 2) 3-децилбензолсульфонат; 3) 4-децилбензолсульфонат; 4) 5-децилбензолсульфонат.

В силу своих свойств АБС являются не только ценным техническим продуктом, но и несут потенциальную угрозу для водных организмов, отнесены к классу веществ, «опасных» для водных экосистем согласно Программе ООН по окружающей среде [1] и «особо опасных» для уникальной экологической системы озера Байкал, учитывая особенности олиготрофного водоема [2]. Несмотря на это, мониторингу АБС в мировой практике уделено мало внимания [3]. В отечественной литературе работ, посвященных определению АСПАВ, в частности АБС в природных объектах нет. Это обусловлено в первую очередь трудностями определения этих веществ в природных матрицах [3], отсутствием методик. Экоотоксикологических исследований по воздействию АБС на гидробионты в России также не проводилось.

Актуальная тема АСПАВ на сегодняшний день находится в пренебрежении со стороны экологов, экоотоксикологов и врачей. Отчасти причиной тому устаревшая информация. Долгое время основными АСПАВ были натриевые соли жирных и алкилсульфаты натрия, включая лаурилсульфат. Они легко деградируют в окружающей среде [4]. Эта информация о быстрой деградации АСПАВ, подразумевая алкилсульфаты, сохранилась, в то время как основными АСПАВ после 2010 гг. стали «жесткие» АБС, устойчивые в пресной воде. В отличие от органических фосфатов, отнесенных к АСПАВ и не обладающих прямой токсичностью и являющихся источником питания для водной растительности, АБС, составляющие до 70% основы синтетических моющих средств (СМС), обладают прямым токсическим действием.

### 1.3. Поведение алкилбензолсульфонатов натрия в пресноводных и морских экосистемах с различным гидрологическим режимом и трофическим статусом

Наибольшая опасность алкилбензолсульфонатов отмечена для пресноводных водоемов, характеризующихся низким содержанием солей жесткости и взвешенного органического вещества. Известно, что присутствие в воде ионов  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  приводит к связыванию АБС и их осаждению [5]. Седimentация идет быстрее в мелких водоемах с повышенным содержанием органического вещества: прудах, болотах. Наибольшему риску подвержены олиготрофные экосистемы [2]. В качестве примера – озеро Байкал, где при глубинах до 1642 м скорость осадконакопления в глубинной части 4.2–16 см в 1000 лет [6].

Отличительной чертой олиготрофных водоемов являются низкие температуры воды. В Байкале температура не превышает ~3–5 °С в течение 9 месяцев в году, а в глубинной части постоянна и составляет

3.2–3.4°C [7]. Согласно литературе, биodeградация АБС при пониженных температурах может полностью приостановиться, а медленная деградация возможна лишь при численности органотрофных микроорганизмов  $N_{орг.}$  не менее  $0.29 \cdot 10^6$ – $12 \cdot 10^6$  КОЕ. Нами показано (данные 2020 г., что значения  $N_{орг.}$  в Байкале в поверхностном слое воды  $\leq 1$  м составляют  $0.0085 \cdot 10^6$  КОЕ, на глубине 5 м –  $0.0025 \cdot 10^6$  КОЕ и снижаются с глубиной.

## **2. Влияние алкилбензолсульфонатов на водные организмы**

### **2.1. Влияние на животных**

АБС способны сорбироваться на поверхности взвешенных в воде частиц, донных осадков, водных растений, на коже рыб и на поверхности прочих водных организмов. Нами проведены первые исследования по влиянию алкилбензолсульфонатов на беспозвоночных животных Porifera (губки). Все биохимические и цитологические исследования проводили с использованием вида *Lubomirskia baikalensis* (класс Demospongiae).

Для исследований эти животные выбраны нами не случайно, в связи с тем, что в последнее десятилетие отмечается массовая гибель этих животных по всему периметру озера. Причины гибели однозначно не установлены [8]. Нами показано, что даже внешне здоровые особи, испытывают стресс на клеточном уровне [8]. В губках нами обнаружен токсичный малоновый диальдегид (МДА), являющийся продуктом перекисного окисления липидов. Для особей с более высоким содержанием МДА отмечено снижение доли ненасыщенных жирных кислот (ПНЖК) и показано, что стресс губок связан с повреждением клеточных мембран [9].

Причин, вызывающих такой стресс немного. Одна из них – жесткая солнечная радиация, но для природных водоемов этот фактор практически недействителен, поскольку солнечная радиация гасится в поверхностном слое воды  $< 1$  см, а губки *L. baikalensis* живут на глубинах  $\geq 3$  м. Другой фактор – химическое воздействие. К веществам, способным вызывать окислительный стресс, относят АБС, тяжелые металлы (ТМ), и ПАУ. Нами показано, что губки ( $n=35$ ) содержат высокие концентрации таких ТМ как Cu (124–552 мкг/г сухой массы), Zn (28–82), Fe (228–2262 мкг/г), Mn (8.9–128 мкг/г). При этом нами отмечены корреляции между содержанием данных элементов. По нашим предположениям это связано с участием данных элементов в составе Cu/Zn и Fe/Mn супероксиддисмутаз и их высокие концентрации являются вариантом нормы (данные 2023 г., в печати). Концентрации ПАУ в озере низки – на уровне 9.3–160 нг/л [10] и менее вероятно, что они могут вызывать стресс губок.

В модельных экспериментах *in vitro* и *in vivo* нами показано, что алкилбензолсульфонаты натрия (стандартная смесь 20 изомеров ГСО 8578–2004) при их концентрации в воде 10 мкг/л вызывают окислительный стресс *L. baikalensis* через 14 суток от начала воздействия, сопровождающийся образованием МДА (от  $0.16 \pm 0.06$  до  $2.0 \pm 0.7$  мкг/г сухой массы) [9]. При концентрации 20 мкг/л АБС оказывают острую токсичность на *L. baikalensis* с полной гибелью организма (97–100% клеток) в течение 48 ч [9]. Нами показано, что нормальный размер амебоцитов губки типа SA-1 cells составляет в среднем 10–25 мкм. При остром воздействии клетки набухали до 35–40 мкм и далее наблюдался лизис. Число лопнувших клеток через 48 ч от начала эксперимента достигало 97% [9]. Также при добавлении АСПАВ к губке через 24–36 часов наблюдалось увеличение содержания ПНЖК. Это связано с их выработкой зелеными водорослями *Chlorella* sp. (внутриклеточны симбионты губки) как отклик на гибель организма-хозяина и попытку к стабилизации клеточных мембран [9].

Таким образом, показано, что низкие (концентрации АБС проявляют цитотоксичность и способны вызывать как стресс, так и гибель животных. Найденная нами крайне низкая антирадикальная активность как частный вид антиоксидантной активности (АОА) *L. Baikalensis* от 0.00031 до 0.00077 тролокс-эквивалентов в условиях природного водоема в противоположность высокой АОА морских губок говорит о том, что эти организмы не приспособлены к воздействию факторов, способных вызывать окислительный стресс [9].

### **2.2. Влияние на рыб**

ПАВ разрушают слизь, покрывающую тело рыбы, вызывая грибковые и паразитарные инвазии, прочие заболевания, нарушение дыхания, могут вызывать заморы [11, 12]. Алкилбензолсульфонаты в концентрациях 5–15 мкг/л вызывают морфологические изменения в жабрах и кожном покрове рыб [12]. Воздействие синтетического моющего средства (СМС) Ariel в концентрации 1.0 мг/л воды на тиляпию *Oreochromis niloticus* [13] приводит к значимому увеличению количества белых клеток крови, повышению активности печеночных АЛТ, увеличению содержания в крови липидов до 5 раз, холестерина – до 6 раз и триглицеридов – до двух раз, угнетению активности СОД и каталазы. Отмечено возрастание содержания АБС в мышцах при повышении их концентрации в воде [13]. Нами оценены концентрации АБС в составе указанного СМС [13] методом высоко-эффективной жидкостной хроматографии. Т.о., при концентрации Ariel 1.0 мг/л [13] концентрация АБС составляет 50 мкг/л. Цитотоксичность АБС при их аккумуляции рыбой делает эти токсиканты опасными для человека. Известно, что АБС (III класс опасности), вызывают снижение иммунитета, подверженность простудным и аллергическим заболеваниям, склонность к новообразованиям [14].

### **2.3. Влияние на растения**

Известно, что АСПАВ стимулируют рост водной растительности, цианобактерий, разрушают мембраны клеток, запускают процессы перекисного окисления липидов под действием свободных радикалов, приводят к увеличению доли растворимых сахаров, протеинов, перекиси водорода и малонового

диальдегида, способного к образованию с молекулами ДНК мутагенных аддуктов [14, 15]. Это приводит к деструктивным изменениям фитопланктона и к нарушению формирования первичной продукции водоемов. Нами в 2018 г. выявлен окислительный стресс фитопланктона в прибрежной зоне оз. Байкал [14, 15]. Позднее нами проведены эксперименты с участием зеленых микроводорослей *Chlorella* sp., являющихся внутриклеточными симбионтами губок *L. baikalensis* [9]. При концентрации АБС в воде 20 мкг/л в течение 72 ч. отмечена 100%-я гибель клеток хлореллы по их окрашиванию метиленовым синим, подходящим для проведения теста Live/Dead Cells для эукариот [9].

### 3. Новая методология при проведении токсикологических исследований АБС

Нами впервые предложен метод оценки токсичности алкилбензолсульфонатов на организм губок и зеленых водорослей. Проведена классификация клеток губки и показано, что клетки типа SA-1 cells, являющиеся амебоцитами, содержащими эукариотические эндосимбионты, являются индикатором острого воздействия АБС как на клеточном уровне, так и на уровне организма губки в целом [9]. Метод отличается простотой и хорошей повторяемостью результатов, используя световую микроскопию с охлаждением и тестирование Live/Dead Cells с использованием красителя метиленовый синий. Высокая чувствительность пресноводных губок к действию АБС делает их важным тест-объектом при проведении экотоксикологических исследований. Также, нами предложен способ анализа АБС методом газовой хроматографии с масс-спектрометрическим детектированием в природных пробах [3].

На сегодняшний день производство алкилбензолсульфонатов и их сброс в водоемы растет. Практически не уделяется должное внимание очистке сточных вод. Например, на побережье оз. Байкал – глубочайшего и древнейшего озера мира нет ни одного очистного сооружения, обеспечивающего очистку от АБС [9], что вызывает серьезные опасения за благополучие экосистемы озера. Так в губках *L. baikalensis*, отобранных в прибрежной зоне озера в фоновом районе содержание АБС найдено на уровне  $33.6 \pm 1.1$  мкг/г сухой массы [3]. Халатность по отношению к сбросу алкилбензолсульфонатов в водоемы может привести к необратимым последствиям для пресноводных экосистем.

*Исследование выполнено в рамках гос. задания Министерства науки и ВО РФ № 0279-2021-0005 «Исследование трансформации водоемов...» с использованием оборудования Приборного центра коллективного пользования физико-химического ультрамикрoанализа ЛИН СО РАН (ЦКП «Ультрамикрoанализ») на базе уникальной научной установки «Экспериментальный пресноводный аквариумный комплекс байкальских гидробионтов» УНУ ПАК.*

*Авторы выражают искреннюю благодарность директору ЛИН СО РАН д.г.-м.н. Федотову А.П.*

#### Список литературы:

1. Linear alkylbenzene sulfonates. SIDS Initial Assessment Report for 20th SIAM. UNEP Publications, Paris, France, 19–21 April, 2005. P. 1–357.
2. Приказ № 83 от 21.02.2020. Об утверждении нормативов предельно допустимых воздействий на уникальную экологическую систему озера Байкал и перечня вредных веществ, в том числе веществ, относящихся к категориям особо опасных, высокоопасных, опасных и умеренно опасных для уникальной экологической системы озера Байкал. Министерство природных ресурсов и экологии РФ.
3. Nikonova A.A., Proidakov A.G., Rokhin A.V., Chindyavskaya A.N., Dylgerova S.D., Rokhina E.F., Khanaev I.V. Efficient and green esterification approach for determining of sodium alkylbenzene sulfonates in dry extracts. *Talanta Open* 8 (2023) 100238.
4. ПНДФ 14.1:2.258-10. Количественный химический анализ вод. МВИ массовой концентрации анионных поверхностно-активных веществ в природных и сточных водах фотометрическим методом с метиленовым синим (микроэкстракция). М.: Федеральная служба по экологическому, технологическому и атомному надзору, 2010 г.
5. Ivanova V.I., Stanimirova R.D., Danova K.D., Kralchevsky P.A., Petkov J.T. Sulfonated methyl esters, linear alkylbenzene sulfonates and their mixed solutions: Micellization and effect of Ca<sup>2+</sup> ions // *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2017 V. 519. P. 87–97.
6. Выхристюк Л.А. Органическое вещество донных осадков Байкала. Новосибирск: Издательство «Наука», Сибирское Отделение, 1980. 80 с.
7. Беркин Н.С., Макаров А.А., Русинек О.Т. Байкаловедение: учебное пособие. Иркутск: изд. Иркут. гос. ун-та, 2009. – 291 с. ISBN/ISSN: 978-5-9624-0355-7.
8. Khanaev I.V., Kravtsova L.S., Maikova O.O., Bukshuk N.A., Sakirko M.V., Kulakova N.V., Butina T.V., Nebesnykh I.A., Belikov S.I. Current state of the sponge fauna (Porifera: Lubomirskiidae) of Lake Baikal: Sponge disease and the problem of conservation of diversity // *Journal of Great Lakes Research*. 2018. – V. 44. – № 1. – P. 77–85.
9. Nikonova A.A., Mizandrontsev I.B., Bazhenov B.N. et al., Khanaev I.V., Shabalina O.V., Afanasyeva A.A., Avezova T.N., Chindyavskaya A.N., Bitvutsky A.N., Kan A.Y., Karikh L.G., Dubrova K.S., Vorobyeva S.S., Glyzina O.Y. Toxic effect of anionic surfactants on freshwater sponge *Lubomirskia baikalensis* and its endosymbiotic microalgae *Chlorella* sp. *Diversity*. 2023. V. 15. Issue 77.

10. Gorshkov A.G., Izosimova O.N., Kustova O.V., Marinaite I.I., Galachyants Y.P., Sinyukovich V.N., Khodzher T.V. Water. 2021. V. 13. No. 19. P. 1–16.
11. Belanger S.E., Bowling J.W., Lee D.M., Le Blank E.M., Kerr K.M., McAvoy D.C., Christman S.C., Davidson D.H. Integration of aquatic fate and ecological responses to linear alkyl benzene sulfonate (LAS) in model stream ecosystems. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2002. V. 52. P. 150–171.
12. Lewis A.M. Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment // Wat. Res. 1991. V. 25. № 1. P. 101–113.
13. Gouda A.M.R., Hagraas A.E., Okbah M.A., El-Gammal M.I. Influence of the linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on hematological and biochemical parameters of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. Saudi Journal of Biological Sciences. 2022. V. 29. P. 1006–1013.
14. Bradai M., Han J., El Omri A., Funamizu N., Sayadi S., Isoda H. Effect of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on human intestinal Caco-2 cells at non cytotoxic concentrations. Cytotechnology. 2016. 68(4). P. 1267–1275.
15. Nikonova A.A., Shishlyannikov S.M., Volokitina N.A., Galachyants Yu.P., Bukin Yu.S., Blinov V.V., Gnatovsky R.Yu., Vorobyeva S.S. Fatty Acid Changes in Nearshore Phytoplankton under Anthropogenic Impact as a Biodiversity Risk Factor for the World's Deepest Lake Baikal. Diversity. 14 (2022) 14.
16. Никонова А.А., Воробьева С.С. Неспецифическая адаптационная реакция байкальского фитопланктона в ответ на антропогенную нагрузку. Вавиловский журнал генетики и селекции. 2022. Т. 26. С. 467–476.

## ОБЩАЯ РТУТЬ В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ ОКОЛОВОДНЫХ ЗЕМЛЕРОЕК РОДА *CROCIDURA* (WAGLER, 1832) НА ЮГО-ВОСТОКЕ ПРИМОРСКОГО КРАЯ

Н.Я. Поддубная,<sup>1</sup> Г.П. Салькина<sup>2</sup>, И.В. Волошина<sup>2</sup>, В.А. Никандрова<sup>1</sup>,  
А.А. Смирнова<sup>1</sup>, А.А. Тимошкин<sup>1</sup>, И.С. Глушенков<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Череповецкий государственный университет, эколого-аналитическая лаборатория,  
пр. Луначарского 5, Череповец, 162602, [poddoubnaia@mail.ru](mailto:poddoubnaia@mail.ru)

<sup>2</sup>Объединенная дирекция Лазовского государственного природного заповедника  
и Национального парка “Зов тигра”

Содержание общей ртути у большой и малой азиатской белозубок варьируется в широких пределах (от 0.0001 мг/кг сухого веса в мозге и печени до 9.836 мг/кг в шерсти) и сходными рядами убывания средних и медианных значений (максимум в шерсти и минимум в мозге).

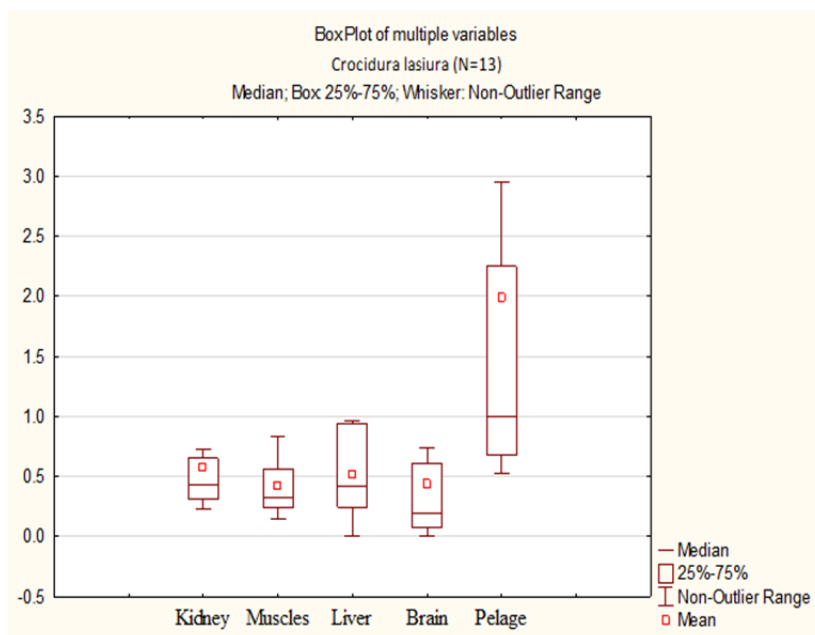
Ртуть, являясь веществом первого класса опасности [1], находится в центре внимания ученых и работников здравоохранения после 2013 года, когда была подписана Минаматская конвенция [2]. Чаще всего проводят исследования по проблеме ртутного антропогенного загрязнения как в России, так и в других странах [3], и реже – по преимущественно естественному уровню ртути в разных природных комплексах [например, 4, 5]. Последние, в частности, начали изучать на юге Приморского края, и показали, что из-за близости крупных водоемов – Японского моря ртуть, накапливается в водных организмах в виде монометилртути, диметилртути и др. и затем попадает в наземные экосистемы, где ртутные соединения распространяются в трофических сетях за счет многих животных. Мелкие млекопитающие, как наиболее многочисленные и короткоживущие организмы, являются удобными объектами для познания природных процессов в разных регионах мира. Такие микромаммы как землеройки рода белозубки (*Crocidura* Wagler, 1832), обитающие на границе бореальной зоны и южнее ее, являются одним из интересных объектов для изучения уровня ртути в природе еще и потому, что для некоторых из них известно их питание околотовидными беспозвоночными. Целью исследования было выяснить содержание общей ртути в органах, тканях и шерсти белозубок Юго-Восточного Приморья с последующей целью изучения роли белозубок в биоаккумуляции загрязняющих веществ.

Провели измерение концентрации ртути в высушенных органах, тканях и шерсти 13 особей большой белозубки (*Crocidura lasiura* Dobson, 1890) и 23 особей малой азиатской белозубки (*Crocidura shantungensis* Miller, 1901) (около 250 образцов тканей), собранных в Лазовском районе Приморского края (43°15' с. ш. 134°00' в. д.).

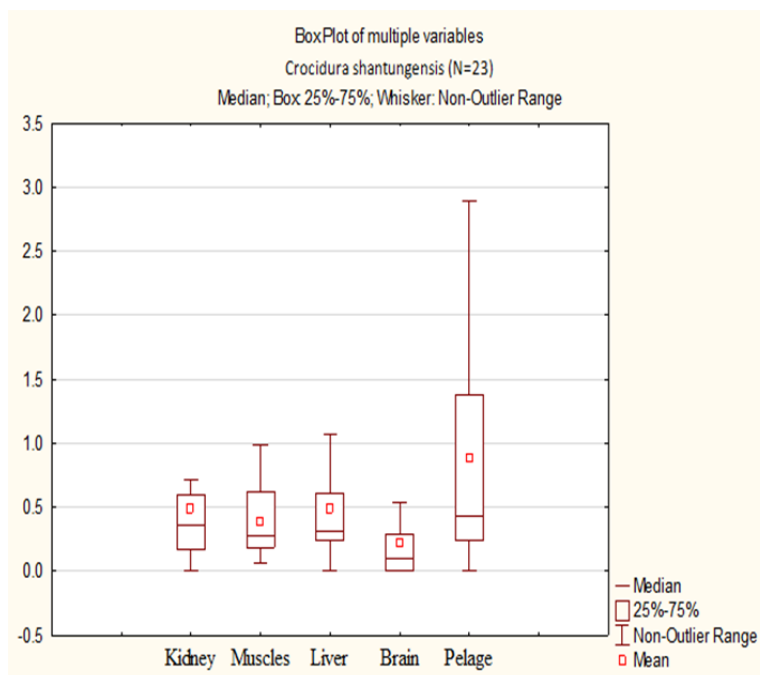
Определение концентраций ртути проводилось в эколого-аналитической лаборатории Череповецкого Государственного Университета на базе Регионального центра коллективного пользования Череповецкого государственного университета на ртутном анализаторе RA-915M (Lutex) (минимальный предел обнаружения ртути – 0,001 мкг/г). Точность анализа определяли с помощью сертифицированного биологического материала DORM-4 и DOLT-5 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада). Особенностью прибора является то, что он измеряет все формы ртути и позволяет получать показатель общей ртути. Точность измерений контролировали через каждые 20 измерений (относительная разность в процентах (RPD) <10%). Различия между повторностями измерений составили в среднем 7,3 %.

Полученные значения содержания ртути в органах не подчинялись нормальному распределению (Шапиро-Уилк тест), поэтому при статистическом анализе применяли непараметрические методы: U-тест Краскела-Уоллиса и H-тест Манна-Уитни. Для определения корреляционных связей между концентрацией общей ртути в разных парах органов животных использовали непараметрический коэффициент корреляции Спирмена ( $r_s$ ,  $p < 0,05$ ). Точность анализатора была проверена при помощи эталонных образцов DORM-4 с известной концентрацией ртути (мг/кг).

Содержание общей ртути у большой белозубки варьировало от следовых значений (меньше, чем 0.0001 мг/кг сухого веса в мозге и печени) до 9.836 мг/кг в шерсти. Повышение средней концентрации общей ртути в органах, тканях и шерсти было следующим 0.426 мг/кг (мышцы) → 0.440 (мозг) → 0.512 (печень) → 0.572 (почки) → 1.988 (шерсть). Медианные значения общей ртути повышались несколько по другому: 0.195 мг/кг сухого веса (мозг) → 0.321 (мышцы) → 0.414 (печень) → 0.430 (почки) → 1.003 (шерсть) (рис. 1).



**Рис. 1.** Содержание общей ртути в органах, тканях и шерсти большой белозубки *Crocidura lasiura* Dobson, 1890 (n=13).



**Рис. 2.** Содержание общей ртути в органах, тканях и шерсти малой азиатской белозубки *Crocidura shantungensis* Miller, 1901 (n=23).

Содержание общей ртути у малой азиатской белозубки варьировало от 0.129 мг/кг сухого веса в печени до 2.891 мг/кг в шерсти. Средние значения общей ртути повышались таким образом: 0.214 мг/кг сухого веса (мозг) → 0.386 (мышцы) → 0.479 (почки) → 0.488 (печень) → 0.871 (шерсть). Медианные значения общей ртути повышались в такой же последовательности, как и у большой белозубки: 0.103 мг/кг массы тела (мозг) → 0.275 (мышцы) → 0.313 (печень) → 0.364 (почки) → 0.429 (шерсть) (рис. 2). У медианных значений по сравнению со средними значениями в почках ртути было больше, чем в печени. Пара этих органов часто находится в таких позициях, ртуть то несколько преобладает в почках, то в печени [6].

Таким образом, уровень ртути в органах белозубок на юге Приморского края сопоставим с известными показателями в печени и почках *Crocidura russula* Hermann, 1780 из южных районов Европы [7]. В связи с тем, что по литературным данным большая белозубка питается околотовными насекомыми, а зачатую и гидробионтами, а малая азиатская белозубка – наземными насекомыми, можно было ожидать, что у большой белозубки, больше связанной с водоемами, где в основном и происходит метилирование ртути, общей ртути будет больше, чем у малой азиатской белозубки. Оказалось, что хотя различия и найдены, но они статистически не значимы для большинства пар органов. Не исключено, что полученные результаты связаны с небольшими объемами выборок. Поэтому необходимо дополнительное исследование.

#### Список литературы:

1. ГОСТ 32419-2022. Классификация опасности химической продукции. Общие требования. МКС 61.100.01\* 2022.
2. Minamata Convention Agreed by Nations, URL: <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/minamata-convention-agreed-nations>.
3. Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Сборник трудов Второго международного симпозиума. Новосибирск: ИХ СО РАН, 2015. 418 с.
4. Komov V.T., Ivanova E.S., Poddubnaya N.Y., Gremyachikh V.A. Mercury in soil, earthworms and organs of voles *Myodes glareolus* and shrew *Sorex araneus* in the vicinity of an industrial complex in Northwest Russia (Cherepovets) // Environ. Monit. Assess. – 2017. – V. 189 (3). DOI: 10.1007/s10661-017-5799-4.
5. Poddubnaya N.Ya., Salkina G.P., Eltsova L.S., Ivanova E.S., Oleynikov A.Yu., Pavlov D.D., Kryukov V.Kh., Remyantseva O.Yu. Mercury content in the Siberian tiger (*Panthera tigris altaica* Temminck, 1844) from the coastal and inland areas of the Russia // Scientific Reports. - 2021. – V. 11, 6923. DOI:10.1038/S41598-021-86411-Y.
6. Kalisinska, E., Lanocha-Arendarczyk, N., & Podlasinska, J. Current and historical nephric and hepatic mercury concentrations in terrestrial mammals in Poland and other European countries // Science of the Total Environment. – 2021. – 775, 145808.
7. Marques C.C., Sánchez-Chardi A., Gabriel S I., Nadal J., Viegas-Crespo A.M., da Luz Mathias M. How does the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, responds to long-term heavy metal contamination? A case study // Science of the Total Environment. – 2007. – 376(1-3) – P. 128–133.

### СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ И СООТНОШЕНИЕ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ АЗОТА И УГЛЕРОДА В ВОЛОСАХ НАСЕЛЕНИЯ С РАЗЛИЧНЫМ КОЛИЧЕСТВОМ РЫБЫ ИЗ ВОДОЕМОВ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ В РАЦИОНЕ ПИТАНИЯ

О.Ю. Румянцева, Е.С. Иванова

Череповецкий государственный университет,  
162600 г. Череповец, Вологодская обл., [oiumaksimova@chsu.ru](mailto:oiumaksimova@chsu.ru)

Установлено, что содержание ртути и значение  $\delta^{15}\text{N}$  у сельского населения западных районов выше, чем на востоке области и в городах. Чем выше значение ртути, тем ниже показатель  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах. Данные закономерности показывают, что с высоким поступлением ртути связано потребление пресноводной рыбы.

Содержание ртути в волосах населения Вологодской области варьирует в широком диапазоне – от 0.01 до 7.64 мг/кг, что в основном определяется различным количеством потребления в пищу рыбы [1]. Известно, что количество ртути в рыбе в первую очередь зависит от ее трофического уровня. Среди пресноводных рыб Северо-Запада России концентрации ртути  $>1.50$  мг/кг сырой массы отмечены в мышцах хищных рыб (щука, окунь), концентрации (в среднем  $<0.20$  мг/кг) в мышцах мирных рыб (плотва, лещ) [2]. Повышенные концентрации ртути и  $^{15}\text{N}$  зарегистрированы в волосах людей, в рационе питания которых присутствуют хищная рыба и водные млекопитающие [6]. Значения  $\delta^{13}\text{C}$  в пресноводной рыбе ниже, чем в морских видах рыб и в наземных млекопитающих [3].

Целью настоящей работы было установление связей между интенсивностью накопления ртути и изотопным составом азота и углерода в волосах городского и сельского населения Вологодской области.

Проанализировано 348 человек на содержание ртути и соотношения стабильных изотопов азота и углерода в волосах. При сборе волос каждым участником исследования, заполнялась анкета с

информированным согласием на участие, где опрашиваемые отвечали на ряд вопросов, в том числе отмечалось место жительства и количество рыбы в рационе питания.

Содержание ртути в образцах волос определяли на ртутном анализаторе РА-915М (Люмэкс) с приставкой ПИРО без предварительной пробоподготовки. Для контроля точности измерений использовали сертифицированный эталонный материал Национального института болезни Минамата, Япония (человеческие волосы NIMD-1). Методика проведения анализа на содержание ртути в волосах та же, что и в ранее опубликованном исследовании [1]. Определение изотопного состава волос проводилось на изотопном масс-спектрометре Thermo Fisher Delta V Advantage. В качестве изотопных стандартов использовали USGS-42 и USGS-40. Результаты измерений изотопного состава волос ( $\delta$ , ‰) представлены в виде тысячных долей отклонения от международного стандарта, для углерода – белемнит PeeDee формации (VPDB), для азота – N<sub>2</sub> атмосферного воздуха. Анализ проб проводили в региональном центре коллективного пользования на базе Череповецкого государственного университета. Методика пробоподготовки для анализа волос на соотношение стабильных изотопов азота и углерода описана ранее [4].

Содержание ртути в волосах изучаемой выборки варьировало в широких пределах от менее чем 0.01 до 6.80 мг/кг, среднее значение составляло  $0.46 \pm 0.04$  мг/кг. Установлено, что содержание ртути в волосах населения, проживающего в западных районах выше (1.03 мг/кг), чем содержание металла в волосах населения из восточных районов (0.43 мг/кг) и городов (г. Череповец, г. Вологда) (0.31 мг/кг) (рис. 1).

В настоящем и в ранее проведенных исследованиях на территории Вологодской области показано, что сельское население западных районов потребляет в среднем больше рыбы (730 грамм/месяц), чем восточное сельское население (660 грамм/месяц) и городское население (500 грамм/месяц) [1]. В рыбах из озер западной части Вологодской области неоднократно регистрировались высокие концентрации ртути [5]. Основными промысловыми источниками рыбной продукции являются водоемы западной части Вологодской области (около 2000 тонн), при этом вылов на реках и в малых озерах восточных районов составляет 14.6 тонн [1].

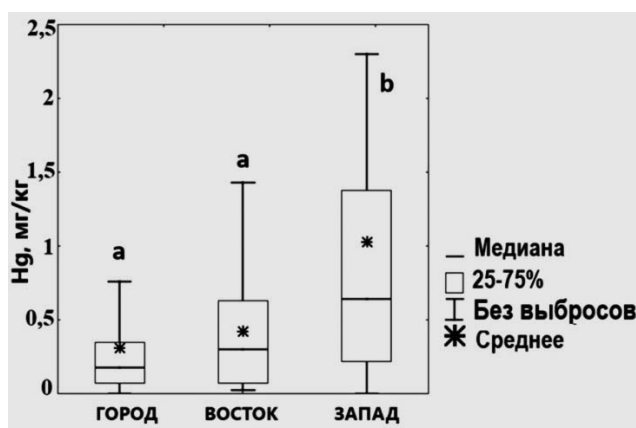


Рис. 1. Содержание ртути в волосах городского и сельского населения.

Соотношение стабильных изотопов азота ( $\delta^{15}\text{N}$ ) в волосах участников в среднем составляло – 9.82 ‰ и варьировало в пределах от 6.98 ‰ до 11.12 ‰. Значение  $\delta^{15}\text{N}$  статистически значимо выше у сельского населения запада (10.02 ‰), по сравнению с востоком (9.92 ‰) и городами (9.75 ‰). Соотношение  $\delta^{15}\text{N}$  в волосах городского и сельского населения соответствует соотношению уровней накопления ртути. Чем выше уровень ртути в волосах, тем больше значение  $\delta^{15}\text{N}$  (рис. 2).

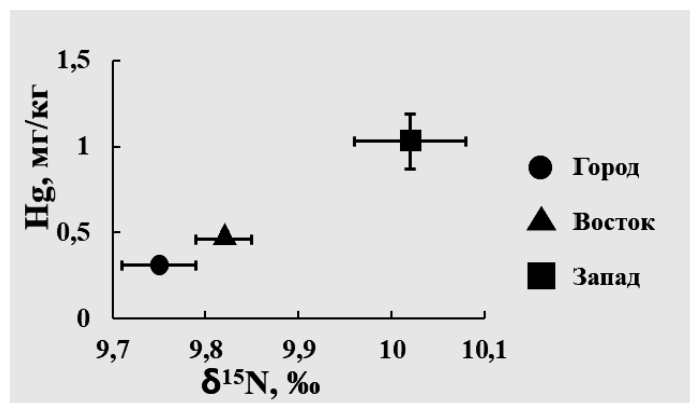
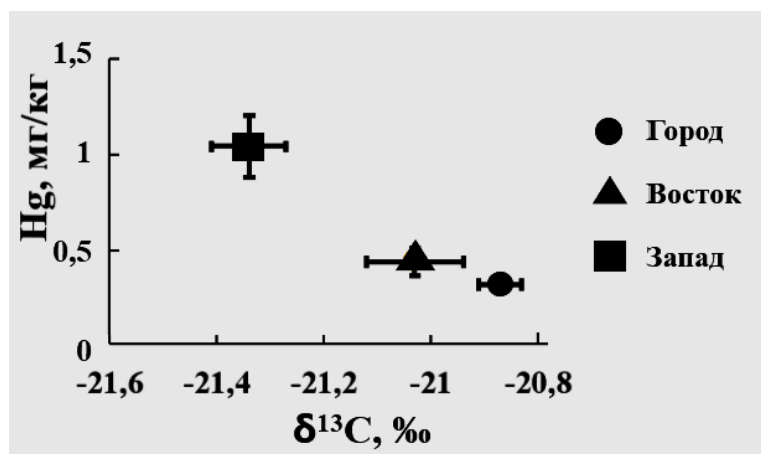


Рис. 2. Содержание ртути и соотношение стабильных изотопов азота в волосах городского и сельского населения Вологодской области.





**Рис. 3.** Содержание ртути и соотношение стабильных изотопов углерода в волосах городского и сельского населения Вологодской области.

Соотношение изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) в волосах исследуемой выборки в среднем составляло –20.98 ‰. Значения  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах не отличались между городским (–20.87 ‰) и сельским населением восточных районов (–21.03 ‰), при этом значение  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах сельского населения западных районов (–21.34 ‰) достоверно ниже. Чем выше уровень ртути в волосах, тем ниже значение  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах людей (рис. 3).

Работы по изучению связи содержания ртути и соотношения стабильных изотопов азота и углерода в волосах людей за рубежом единичны [6], а в России не найдены.

Высокие значения  $\delta^{15}\text{N}$ , также как и высокие уровни содержания ртути в волосах выявлены у людей, проживающих в западных районах Вологодской области. Высокие уровни ртути в волосах, как установлено ранее, обусловлены большим количеством потребления рыбы из местных водоемов [1]. Содержание ртути и значение  $\delta^{15}\text{N}$  выше в мышцах пресноводных хищных рыб, по сравнению с мирными рыбами, рыбами из аквакультур и наземными животными [3, 6]. Высокое значение  $\delta^{15}\text{N}$  в волосах населения западных районов области подтверждает ранее установленную закономерность о том, что основным источником ртути в организме является рыба, в первую очередь это хищные виды рыб.

При оценке связи ртути с соотношением стабильных изотопов углерода, отмечено, что люди с высоким значением ртути имели низкие значения  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах. Соотношение стабильных изотопов углерода ниже у животных пресноводных экосистем ниже, чем в морской и наземной [3]. Низкие значения  $\delta^{13}\text{C}$  в волосах жителей западных районов указывают на значительное количество пресноводной рыбы в рационе питания.

Таким образом, высокое содержание ртути в волосах отмечено у сельского населения западных районов Вологодской области и связано с большим количеством рыбы (с повышенными концентрациями ртути) в рационе питания. Изотопный анализ азота и углерода в волосах людей подтверждает предположение о том, что пресноводная и хищная рыба является основным источником поступления данного металла в организм человека.

*Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда в рамках гранта № 23-24-00385, <https://rscf.ru/project/23-24-00385>.*

#### Список литературы:

1. Rumiantseva O., Ivanova E., Komov V. High variability of mercury content in the hair of Russia Northwest population: the role of the environment and social factors //International Archives of Occupational and Environmental Health. – 2022. – С 1–16.
2. Ivanova E., Eltsova, L., Komov, V., Borisov, M., Tropin, N., Borboshova, S., ... & Udodenko, Y. Assessment of the consumptive safety of mercury in fish from the surface waters of the Vologda region in northwestern Russia //Environmental Geochemistry and Health. – 2023. – Т. 45. – №. 3. – С. 863–879.
3. Schoeninger M. J., DeNiro M. J. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals //Geochimica et Cosmochimica acta. – 1984. – Т. 48. – №. 4. – С. 625–639.
4. Иванова Е. С., Румянцева, О. Ю., Заверткина, А. С., Буюева, А. Е., & Елизарова, А. С. Изотопный состав волос населения Вологодской области в зависимости от условий проживания и питания //Самарский научный вестник. – 2021. – Т. 10. – №. 4. – С. 46–50.
5. Haines T. A., Komov, V. T., Matey, V. E., & Jagoe, C. H. Perch mercury content is related to acidity and color of 26 Russian lakes //Water, Air, and Soil Pollution. – 1995. – Т. 85. – С. 823–828
6. Endo T. Hayasaka, M., Hisamichi, Y., Kimura, O., & Haraguchi, K. Carbon and nitrogen stable isotope ratios and mercury concentration in the scalp hair of residents from Taiji, a whaling town //Marine pollution bulletin. – 2013. – Т. 69. – №. 1-2. – С. 116–121.

## УГЛЕВОДОРОДЫ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАЛИВА СИВАШ В ПЕРИОД ЕГО ОСОЛОНЕНИЯ (КРЫМСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)

О.В. Соловьёва<sup>1</sup>, Е.А. Тихонова<sup>1</sup>, Т.Е. Алёмова<sup>1</sup>, Т.О. Барабашин<sup>2</sup>, Е.С. Ерёмина<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ФГБУН ФИЦ Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН,  
299011, г. Севастополь, пр. Нахимова 2, kozl\_ua\_oly@mail.ru

<sup>2</sup>Азово-Черноморский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ»),  
344002, г. Ростов-на-Дону, ул. Береговая, 21 в

<sup>3</sup>ФГБУН ФИЦ «Морской гидрографический институт РАН»,  
299011, г. Севастополь, ул. Капитанская 2

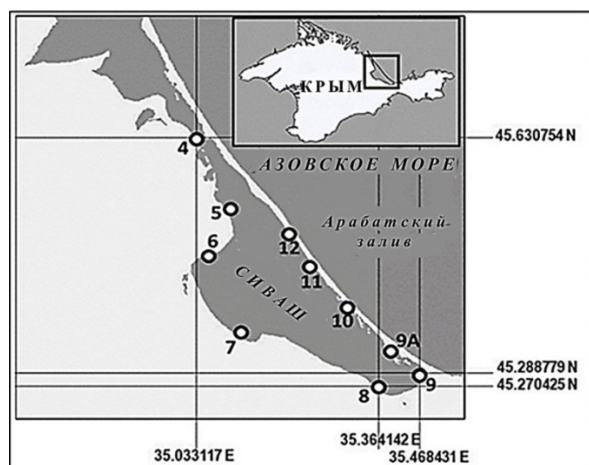
Цель работы – выявление особенностей распределения и состава углеводородов в воде и донных отложениях зал. Сиваш в условиях повышения его солёности. Состав н-алканов и полиароматических углеводородов указывает на природные источники их поступления в донные отложения, которые являются малотоксичными.

Залив Сиваш – уникальный гиперсолёный водоём, расположенный в северной части Крымского полуострова. Он делится на восточную и западную части неглубоким Чонгарским проливом. Фактически Сиваш – это целая система из 11-ти солёных и горько-солёных заливов с несколькими крупными и десятками мелких островков. Восточная часть залива протянулась почти на 120 км, с шириной от 2 до 35 м. Средняя глубина Сиваша не превышает метра, при максимальной – 3,2 м.

Питание залива происходит за счёт вод Азовского моря, сезонных осадков, а также выпадающих в него крымских рек Салгир, Индол, Чуруксу, несколько более мелких рек и подземных источников. Сложная орография береговой линии Сиваша, изрезанной заливами и мысами, мелководность и затруднённый водообмен с Азовским морем превратили залив в гигантский природный испаритель, что способствовало созданию огромных запасов минеральных солей. В 2014 г. в силу политических событий, в связи с перекрытием Северо–Крымского канала, существенно сократилось поступление пресных вод в Сиваш. В результате, с 2014 г. по настоящее время наблюдается неуклонное повышение солёности водоёма. Залив Сиваш в западной части соединяется напрямую с водами Азовского моря через Генический пролив; к восточной части солёность залива значительно возрастает. В его юго-восточной части максимальная солёность за последние годы выросла в среднем с 22 до 87 ‰.

Изменение солёности водоёма привело к радикальной перестройке его экосистемы. В настоящее время, после прекращения сброса пресной воды в Восточный Сиваш и с началом его осолонения, происходит резкая трансформация живого сообщества. Многие виды отсутствуют, а некоторые встречаются в единичных экземплярах. В результате концентрирования воды в озере, в нём произошло повышение содержания поллютантов, в частности, ртути. Известно, что гиперсолёные донные отложения имеют тенденцию к аккумулярованию большего количества органического вещества, включая углеводороды. Изменение солёности, вызывая трансформацию биоты, в свою очередь влияет на распределение н-алканов в водоёме. Известно, что с ростом солёности, возрастает доля высокомолекулярных соединений (C22+). Также отмечена связь таких молекулярных индексов, как ACL, C21-/C22+, CPI с солёностью. Это явление – следствие изменения продукционных характеристик водоёма, увеличения доли н-алканов, поступающих с суши, а также изменения в микробном сообществе, влияющем на трансформацию н-алканов. При этом, в литературе указывается, что вопрос накопления и трансформации н-алканов в условиях гиперсолёных озёр в целом, и в условиях изменения солёности, в частности, исследован недостаточно. Для залива Сиваш, исследования количественного и качественного состава углеводородов (УВ) ранее не проводились.

Содержание и состав полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в природных средах – информативный показатель степени и характера антропогенного воздействия. Актуальность изучения полиаренов усиливается тем, что многие индивидуальные ПАУ являются приоритетными загрязнителями, обладающими канцерогенным эффектом. Источниками ПАУ в ландшафтах служат высокотемпературное воздействие на органическое вещество при антропогенной деятельности, а также природные углеводородные потоки литогенного происхождения и биогеохимические процессы. Таким образом, ПАУ вовлекаются в биогеохимические процессы и трансформируются до водорастворимых токсичных соединений. ПАУ пирогенного и литогенного происхождения обнаружены практически во всех поверхностных и подземных источниках Сибири и Дальнего Востока. Поведение ПАУ в природных средах зависит от их молекулярного веса, температурного режима, сорбционно-десорбционного взаимодействия с органическими и неорганическими компонентами. Считают, что по содержанию флуорантена и пирена можно судить о доминировании среди источников ПАУ процессов сжигания биомассы. К ним можно отнести лесные пожары и палы травы в весенний период. Тогда как присутствие в природных средах бенз(а)антрацена и хризена связывают с нефтяными разливами и сжиганием нефтепродуктов.



**Рисунок.** Карта-схема отбор проб воды и донных отложений в заливе Сиваш, 2020 г.

Целью данной работы стало определение пространственного распределения и качественного состава УВ (алифатических углеводородов (АУВ), н-алканов, ПАУ) в воде и донных отложениях гиперсолёного залива Сиваш в условиях повышения солёности водоёма.

Отбор проб воды и донных отложений проводили в акватории Южного Сиваша по многолетней утвержденной сетке станций в летний период 2020 г. (рис.). Отбор проб воды осуществляют в стеклянные бутылки с притертыми пробками, вместимостью 2 дм<sup>3</sup>, предварительно вымытые хромовой смесью, водопроводной и дистиллированной водой и ополоснутые гексаном. Перед пробоотбором бутылки предварительно промывали н-гексаном и ополаскивали отбираемой водой. Отбор проб донных отложений проводили ручным пробоотборником в специально-подготовленные емкости. В свежееотобранном материале непосредственно на месте отбора проводили измерение параметров pH и Eh pH-метром – термометром «Нитрон-pH». Пробы донных отложений высушивали до воздушно-сухого состояния и упаковывали в герметичные пакеты для транспортировки в лабораторию.

Определение солёности (S) в пробах проводилось с помощью рефрактометра REF 203/213.

Содержание АУВ и н-алканов определяли методом газовой хроматографии на хроматографе «Кристалл 5000.2» с пламенно-ионизационным детектором. В качестве смеси УВ использовали стандартный образец ASTMD2887 Reference Gas Oil (фирма “SUPELCO” США). Для обработки результатов использовали программное обеспечение «Хроматэк Аналитик 3.0», метод абсолютной калибровки и процентной нормализации.

Идентификация и количественное определение ПАУ проводились методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Идентификацию и определение индивидуальных полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях проводили на жидкостном хроматографе Beta-10US фирмы «ЕКОМ» с люминесцентным детектором (RF-5301 PC) и колонкой Yanapak ODS-T.

Обработку данных производили с помощью программных пакетов Microsoft Excel и Statistica 12.

Солёность воды в районе исследования колебалась в диапазоне 90–120 ‰. В данный период наибольшие показатели солёности воды (120 ‰) отметили в его южной части (ст. 9). С продвижением на северо-восток солёность падала, а её минимальные показатели были на ст. 4 и составляли 90 ‰. Показатель Eh в 2020 г. колебался в диапазоне -292 до -101 мВ, то есть на всех исследованных участках условия среды в донных отложениях были восстановительные. Водородный показатель pH донных отложений залива колебался в пределах 6.9 – 7.6.

Содержание АУВ в воде исследуемой акватории колебалось в пределах от 10.3 до 46.6 мкг/л. Данные уровни можно считать достаточно высокими. Например, в водах солёных водоёмов, таких как, например Wadi El Bey, Tunisia [5] показатели содержания алифатических углеводородов колебались 0.08–196 мкг/л, в водах западного берега Тунисского залива (Тунис) 0.7–0.74 мкг/л [6]. По гиперсолёным озёрам подобная информация отсутствует. Сум-марная концентрация н-алканов была в пределах 5.5 – 33.1 мкг/л. Наибольшие показатели бы-ли в северной части водоёма. Относительно низкое содержание в воде, приурочено к кутовой части залива. Влияние солёности воды на содержание в ней АУВ и н-алканов было исследовано с помощью корреляционного анализа ( $p=0.05$ ). В результате установлена тесная отрицательная взаимосвязь содержания АУВ ( $r=-0.71$ ) и н-алканов ( $r=-0.79$ ) с солёностью воды. Таким образом, в районах юго-восточной части залива Сиваш с повышенной солёностью наблюдались пониженные концентрации углеводородов. Подобное явление описано для зоны смешения «река–море», когда при росте солёности фиксировалось резкое снижение количества УВ в морских водах [1].

Исходя из состава н-алканов, а также из рассчитанных углеводородных индексов и на основании статистического анализа PCA, можно заключить, что происхождение АУВ в воде залива Сиваш, индикатор которого – состав н-алканов, является преимущественно автохтонным.

Концентрация АУВ в донных отложениях юго-восточной части залива Сиваш колебалась в пределах 1.5 до 54.2 мкг/г. Суммарная концентрация н-алканов – от 0.96 до 18.67 мкг/л. Содержание указанных классов соединений возрастало в кутовой части акватории. Корреляционный анализ показал отсутствие достоверной зависимости концентрации исследуемых классов веществ в поверхностных донных отложениях от солёности воды в водоёме ( $r=0.31$ ,  $r=0.24$ ). Наименьшая концентрация УВ отмечена на ст. 11, что, скорее всего, связано с гранулометрическим составом донных отложений, в котором преобладала ракуш. На различие фракционного состава донных отложений указывали и показатели Eh и pH, которые были несколько увеличены по сравнению с близлежащими районами.

Судя по составу н-алканов, а также исходя из рассчитанных углеводородных индексов, и на основании анализа РСА, можно заключить, что происхождение АУВ в донных отложениях залива Сиваш, является смешанным. В кутовой части акватории вклад автохтонной и аллохтонной составляющей является примерно равным. В других частях водоёма преобладает автохтонная продукция.

Содержание суммы ПАУ ( $\Sigma$ ПАУ) в донных отложениях залива Сиваш колебалась в пределах 7.32 до 166.96 нг/г воздушно-сухого донного осадка. Пространственное изменение данного показателя не было связано с солёностью ( $r=0.26$ ). Отмеченные показатели соответствуют фоновым нетоксичным уровням [4]. Так, например, в верхнем слое донных осадков гиперсоленого озера Мормышанское (Алтайский край) концентрация  $\Sigma$ ПАУ составляла 9.0 нг/г [2]. В морских районах с высокой антропогенной нагрузкой данный показатель гораздо выше. В донных отложениях Meiliang Bay, Taihu Lake, China, – 1207–4754 нг/г [7], Балаклавской бухты (Чёрное море) – 2459 нг/г [3], зоны смешения река Черная – Севастопольская бухта (Чёрное море) колебалось в диапазоне 12–670 нг/г [8].

Судя по общему содержанию ПАУ, их индивидуальному составу и, а также с учётом полученных диагностических соотношений и анализа РСА, они являются, преимущественно, петрогенными. На основании уровней содержания полиаренов и их токсического эквивалента, можно заключить, что донные отложения юго-восточной части залива Сиваш, ввиду отсутствия высокой антропогенной нагрузки, являются благополучными по данному показателю.

Анализируя состояние залива Сиваш в 2020 г. на основании изучаемых параметров, можно судить о продолжающемся его осолонении и изменении физико-химических условий в водоёме. При этом, в пространственном аспекте изменение солёности оказывало влияние только на общее содержание и качественный состав углеводородов в воде. Содержание исследуемых классов УВ в донных отложениях не демонстрировало достоверной зависимости от концентрации солей. Статистически значимой зависимости Eh и pH донных отложениях от солёности также не выявлено. Состав н-алканов и ПАУ свидетельствует о природных, преимущественно автохтонных, источниках поступления данного класса веществ и низкой токсичности донных отложений водоёма. Низкие концентрации и состав углеводородов указывают на невысокое поступление поллютантов антропогенного происхождения в залив Сиваш в период его осолонения.

*Работа выполнена в рамках тем гос. задания ФИЦ ИнБЮМ «Молисмнологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации: 121031500515-8), гос. задания ФИЦ МГИ FNNN-2021-0005 «Комплексные междисциплинарные исследования океанологических процессов, определяющих функционирование и эволюцию экосистем прибрежных зон Черного и Азовского морей» (шифр «Прибрежные исследования»).*

#### Список литературы:

1. Немировская И.А., Реджепова З.Ю., Лисицын А.П. Углеводороды поверхностных вод на трансарктическом разрезе // Доклады Академии наук. - 2019. - Т. 486. - №3. - С. 345-349. Doi: 10.31857/S0869-5652486345-349.
2. Серебренникова О. В., Русских И. В., Ельчанинова Е. А., Дучко М. А., Кадычагов П. Б. Органические компоненты в донных осадках озера Мормышанское (Алтайский край). Вода: химия и экология. № 6. 2015. С. 10–16.
3. Соловьева О. В., Тихонова Е. А., Миронов О. А., Гуров К. И., Котельянец Е. А., Барабашин Т. О. Полициклические ароматические углеводороды поверхностного слоя донных отложений в Балаклавской бухте // Метеорология и гидрология. 2021. № 4. С. 116–122. DOI: 10.52002/0130-2906-2021-4-116-122.
4. Burgess R. M. et al. Concentration and distribution of hydrophobic organic contaminants and metals in the estuaries of Ukraine // Marine Pollution Bulletin. 2009. Vol. 58, iss. 8. P. 1103–1115. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.013>.
5. Gdara I., Zraf I., Balducci C., Cecinato A., Ghrabi A. First investigation of seasonal concentration behaviors and sources assessment of aliphatic hydrocarbon in waters and sediments from Wadi El Bey, Tunisia // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2020. Vol. 78, no. 1. P. 1–19. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00669-y>
6. Mzoughi N. and Chouba L. Distribution and partitioning of aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons between water, suspended particulate matter, and sediment in harbors of the West coastal of the Gulf of Tunis (Tunisia) // Journal of Environmental Monitoring. 2011. Vol. 13, no. 3. P. 689–698. DOI: 10.1039/c0em00616e.

7. Qiao M., Wang C., Huang S., Wang D., Wang Z. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China // *Environment International*. 2006. Vol. 32. P. 28–33. doi:10.1016/j.envint.2005.04.005.
8. Soloveva O. V., Tikhonova E. A., Mironov O. A., Barabashin T. O. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Bottom Sediments of the River – Sea Mixing Zone on the Example of the River Chernaya and the Sevastopol Bay (the Black Sea) // *Physical Oceanography*. 2021. Vol. 28, iss. 3. P. 338–347. DOI: 10.22449/1573-160X-2021-3-338-347

## ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ИБУПРОФЕНА В БАЙКАЛЬСКИХ ЭНДЕМИЧНЫХ АМФИПОДАХ

Т.Ю. Тельнова, М.М. Моргунова, С.С. Шашкина, А.А. Власова, Е.А. Мишарина,  
Д.В. Аксёнов-Грибанов

ФГБОУ ВО «Иркутский государственный университет»,  
664003, г. Иркутск, [telnovatamara1410@gmail.com](mailto:telnovatamara1410@gmail.com)

В ходе работы были исследованы байкальские эндемичные амфиподы двух видов разных экологических групп на наличие содержания в них ибупрофена. В зообентосе Байкала выявлен ибупрофен и, предположительно, продукт его биотрансформации.

Загрязнение водных экосистем различными токсикантами, пестицидами или лекарственными препаратами является одной из наиболее значимых проблем. Загрязнение фармацевтическими препаратами может оказывать воздействие на водоемы, и вызывать негативные эффекты как в краткосрочной, так и в долгосрочной перспективе.

Попадание лекарственных препаратов в окружающую среду остается слабо озвученной проблемой, несмотря на ее значимость. Фармацевтические препараты, такие как противомикробные препараты, обезболивающие и антидепрессанты, в настоящее время обнаруживаются во всем мире в количестве от нг/л до мкг/л в поверхностных водах, подземных водах и питьевой воде [1].

Таким образом, было предположено, что, как и в другие водоемы, лекарственные вещества вместе со сточными водами в результате человеческой жизнедеятельности попадают и в озеро Байкал. Озеро Байкал является крупнейшим природным резервуаром пресной воды тектонического происхождения. Также озеро богато эндемичной флорой и фауной. В то же время мониторинговых наблюдений по выявлению лекарственных препаратов в представителях зообентоса оз. Байкал до настоящего времени не проводилось, тогда как обитатели этих вод являются важной составной частью трофических цепей [2].

Ранее нами была сформулирована и подтверждена гипотеза что амфиподы, как представители зообентоса озера Байкал, могут накапливать в себе лекарственные препараты, часто используемые человеком в терапии инфекционных заболеваний и в профилактических целях [3, 4]. Были получены первичные данные о содержании лекарственных препаратов в экосистеме озера Байкал. В эндемичных амфиподах были обнаружены такие вещества, как: ацетилсалициловая кислота, парацетамол, азитромицин, метронидазол, амикацин и некоторые антибиотики тетрациклинового ряда [4]. Также был обнаружен ибупрофен, относящийся к нестероидным противовоспалительным препаратам.

Ибупрофен является производным пропионовой кислоты и относится к синтетическим препаратам. В настоящее время его часто применяют в качестве жаропонижающего, противовоспалительного и обезболивающего средства [5]. Ибупрофен, как и все препараты, относящиеся к нестероидным противовоспалительным препаратам, выводится из организма в нативной форме или биотрансформируется в гидроксиибупрофен, карбоксиибупрофен и 4-изобутилкатехол [6]. Попадая в водные экосистемы, ибупрофен способен проявлять острую токсичность в отношении гидробионтов. Непрерывное попадание препарата в водную среду может оказывать долгосрочное экологическое воздействие на обитателей экосистемы в результате его накопления и дальнейшей передачи по трофическим цепям [7].

В связи с этим, целью данного исследования выступало качественное и селективное выявление ибупрофена в амфиподах озера Байкал с помощью методов высокоэффективной жидкостной хроматографии и масс-спектрометрии (ВЭЖХ-МС).

Объектами исследования были выбраны эндемичные амфиподы двух популяций *Eulimnogammarus verrucosus* (Gerstf., 1858) и *Ommatogammarus flavus* (Dyb., 1874). Вид *E. verrucosus* был отобран в прибрежной зоне пос. Култук, р. Ангара (в черте г. Иркутск), пос. Листвянка, пос. Большое Голоустное и пос. Бугульдейка. Вид *O. flavus* был отобран в пос. Бугульдейка в глубоководной зоне (70 м). Амфиподы трехкратно гомогенизировали с помощью шаровой мельницы с добавлением ацетонитрила и центрифугировали в течение 10 минут при 3 000 об/мин (центрифуга DM 0412 Hettich, США). Полученную надосадочную жидкость концентрировали в вакуумно-сушильном шкафу (Stegler VAC-52, Китай). Далее были приготовлены два вида образцов: чистые экстракты амфипод и экстракты амфипод с добавлением стандартного образца ибупрофена. Стандартный образец состава Ибупрофен (ГИЛС-ибупрофен, ГСО

11559-2020) использовали для определения параметров ионизации и фрагментации молекул, оценки эффективности хроматографического разделения. Измерения качественного селективного анализа содержания ибупрофена в образцах байкальских амфипод были выполнены на базе хромато-масс-спектрометрического комплекса Agilent Infinity II с масс-спектрометрическим детектором Agilent 6470B (QQQ).

В ходе экспериментов было исследовано 100 образцов байкальских амфипод, в т.ч. 80 образцов составили амфиподы вида *E. verrucosus* и 20 образцов – *O. flavus*. Контаминация ибупрофеном в амфиподах вида *E. verrucosus*, отобранных в пос. Листвянка и пос. Бугульдейка, составляет 17% от всего количества образцов. У амфипод вида *O. flavus* контаминация ибупрофеном составляет 5% от общего количества проб, что свидетельствует о попадании лекарственного вещества даже на глубину 70 м. В пробах, отобранных в пос. Большое Голоустное, пос. Култук и р. Ангара, ибупрофен не обнаружен, однако в некоторых пробах присутствует вещество, которое фрагментируется в ячейке соударения схожим образом с ибупрофеном. Время удерживания неизвестного, но схожего по характеру фрагментации вещества, составляет 3.6 минуты, в то время как время удерживания стандартного образца ибупрофена составляет 3.4 минуты. Данный факт свидетельствует в пользу предположения о схожей структуре веществ. Неизвестное вещество предположительно является производным ибупрофена. Производное обнаружено в 33% образцов амфипод *E. verrucosus* от общего числа (пос. Листвянка, пос. Бугульдейка, пос. Большое Голоустное и р. Ангара). В амфиподах, отобранных в пос. Култук, ибупрофена и его производного не обнаружено. Так, показано, что 40% отобранных проб от всего количества содержат в себе ибупрофен или его производное.

Таким образом, в ходе настоящего исследования показан факт загрязнения ибупрофеном амфипод озера Байкал. Присутствие такого ксенобиотика, как ибупрофен, даже в следовых количествах, может негативно сказываться как на самой экосистеме озера, так и на ее обитателях. Показано, что в байкальских амфиподах накапливается не только данный фармацевтический препарат, но и, предположительно, продукт его биотрансформации, который, возможно, метаболизируется в процессе жизнедеятельности ракообразных.

*Исследование проведено при финансовой поддержке проекта Минобрнауки РФ в рамках создания лабораторий под руководством молодых ученых при научно – образовательных центрах (проект 075-03-2021-141/4, НОЦ Байкал).*

#### Список литературы:

1. Monitoring for contaminants of emerging concern in drinking water using POCIS passive samplers / Metcalfe C. [et al.] // Environmental Science: Processes & Impacts. 2014. Т. 16. №. 3. С. 473–481.
2. Павлович Т. В. Загрязнение окружающей среды лекарственными средствами / Т. В. Павлович // Культура и экология – основы устойчивого развития России. Человеческий капитал как ключевой ресурс зеленой экономики: Сб. ст. Екатеринбург, 2018. С. 304–307.
3. Drug contamination in Baikal endemic Amphipods / Morgunova M. [et al.] // FEBS Open Bio (SI), 12. 2022. P-04.5-025. С. 295.
4. Determining the presence of medicinal preparations in the zoobenthos of Lake Baikal / Telnova T.Y. [et al.] // Hydrosphere Ecology. 2022. №2 (8). P. 102–105.
5. Asthma death due to ibuprofen / Ayres J. G. [et al.] // The Lancet: journal. 1987. Т. 329. №. 8541. С. 1082.
6. Larsen C. et al. Mechanisms of pharmaceutical and personal care product removal in algae-based wastewater treatment systems // Science of the Total Environment. 2019. Т. 695. С. 133772.
7. Toxicity and metabolic fate of the fungicide carbendazim in the typical freshwater diatom Navicula species / Ding T. [et al.] // Journal of agricultural and food chemistry. 2019. Т. 67. №. 24. С. 6683–6690.

### ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИЕ АРОМАТИЧЕСКИЕ УГЛЕВОДОРОДЫ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА ДОНУЗЛАВ (КРЫМ)

Е.А. Тихонова<sup>1</sup>, О.В. Соловьёва<sup>1</sup>, Т.О. Барабашин<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ФГБУН ФИЦ Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН,  
299011, г. Севастополь, пр. Нахимова 2, [kozl\\_ua\\_oly@mail.ru](mailto:kozl_ua_oly@mail.ru)

<sup>2</sup>Азово-Черноморский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ»),  
344002, г. Ростов-на-Дону, ул. Береговая, 21 в

Выполнена оценка содержания полиароматических углеводородов в донных отложениях оз. Донузлав, выявление их источников. Среднее содержание ΣПАУ по акватории – 806±380 нг/г. Отмечено наличие как пиролитических, так и петрогенных соединений, характерных для районов с антропогенной деятельностью.

Озеро Донузлав располагается в западной части Крымского полуострова и, в прошлом, подверглось существенной антропогенной трансформации. Несколько столетий оно существовало замкнутым и гиперсолёным, отделённым от моря песчаной пересыпью. В 60-е годы XX века из-за строительства объектов

военно-морского флота, в пересыпи, отделяющей озеро от Чёрного моря, был сделан проран. После 1980-го года, на берегу была построена военно-морская база с необходимой инфраструктурой.

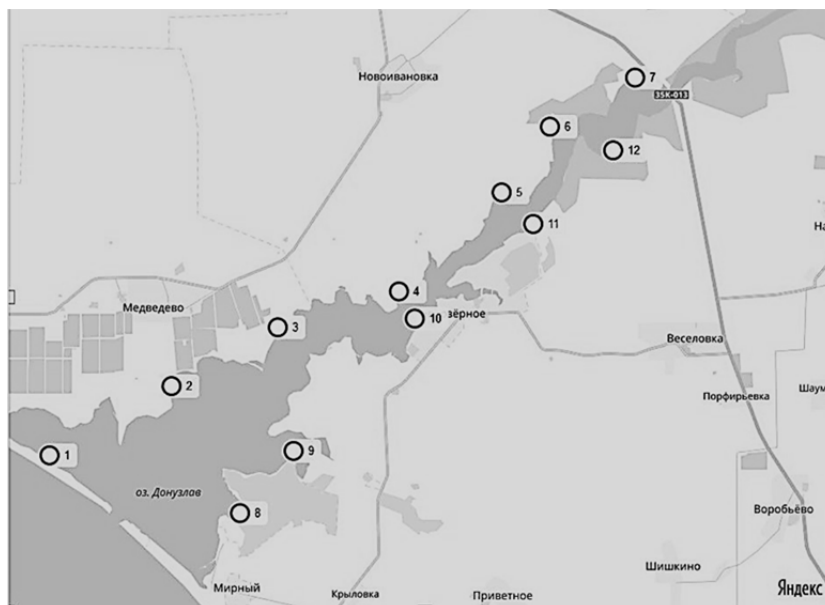
Антропогенная нагрузка на побережье залива неравномерна. В его юго-восточной части находятся крупные посёлки, объекты инфраструктуры флота и порт. В приустьевой части залива находится карьер для подводной добычи песка. Вблизи этих источников антропогенного воздействия прибрежная акватория загрязнена промышленными и бытовыми отходами. На северо-западном берегу водоёма расположены преимущественно сельскохозяйственные угодья и единичные базы отдыха. Данный участок водоёма в меньшей мере подвержен антропогенной нагрузке, в отличие от юго-восточного берега, где сосредоточены практически все техногенные объекты в данном районе. С одной стороны, северо-западное побережье не подвержено антропогенной нагрузке, с другой, может подвергаться воздействию локальных источников загрязнения, расположенных на противоположном берегу водоёма.

По данным 2017 г. озеро Донузлав по уровню загрязнения донных отложений приоритетными классами поллютантов можно характеризовать как водоем со средним уровнем загрязнения [1]. При этом, существует ряд данных, указывающих на неблагополучие экологического состояния озера Донузлав и прилегающей акватории Чёрного моря. Установлено, что большинство исследуемых элементов I и II классов опасности (Pb, Cu, Ni, Cr, Mo) достигали аномальных концентраций, превышающих фоновые показатели и европейские нормативы. В распределении аномалий по акватории выявлены закономерности, которые в первую очередь связаны с распространением илистых отложений и приуроченностью к мелководным частям озера. Данные ФГБНУ «ЮгНИРО» подтверждают продолжающееся загрязнение отдельных участков лимана тяжелыми металлами, нефтепродуктами и хлорорганическими соединениями. Если сравнивать концентрацию нефтепродуктов с европейскими нормативами, то окажется, что эти значения превышали норму в 1999 г. в 21.4, а в 2015 г. в 5.8 раз.

Информативным показателем степени и характера антропогенного воздействия в природных средах являются содержание и состав полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Актуальность изучения ПАУ усиливается тем, что многие индивидуальные ПАУ являются приоритетными загрязнителями, обладающими канцерогенным эффектом. Их источниками в окружающей среде служат высокотемпературное воздействие на органическое вещество при антропогенной деятельности, а также природные литогенные и биогеохимические углеводородные потоки. Не взирая на важность данной характеристики экологического состояния прибрежных акваторий, полиароматическое загрязнение озера Донузлав ранее не исследовалось.

Донные отложения – депо загрязнителей, в том числе и ПАУ, в котором неизбежно остаются следы хронического загрязнения. По этой причине их считают наиболее надёжным индикатором благополучия акватории. Суммарное содержание в донных отложениях полиароматических соединений, а также их индивидуальный состав является источником информации о количественных показателях загрязнения, его потенциальных источниках, а также токсичности окружающей водной среды.

Целью работы стала оценка уровня содержания ПАУ в донных отложениях озера Донузлав, выявление потенциальных источников формирования указанных соединений, а также оценка токсичности донных отложений указанного водоёма.



**Рисунок.** Схема расположения станций пробоотбора оз. Донузлав (июль, 2021 г.).

Пробы донных отложений отбирали в акватории оз. Донузлав во время экспедиции, проводимой сотрудниками ФИЦ ИнБЮМ, в июле 2021 г. Станции отбора проб (рис.) выбирали вдоль побережья с учётом доступности уреза воды (т.к. берега Донузлава обрывисты, высота их достигает 2 метров) и наличия местной циркуляции вод и донных отложений [2]. В связи с тем, что в акватории происходит вынос обломочного материала из вершинной части к приустьевым участкам водоёма [3], происходит и сопутствующий этому транспорт загрязняющих веществ. В соответствии с моделями циркуляции вод и транспорта донных отложений [2], наряду со сгонно-нагонными явлениями вдоль оси залива, в акватории также формируются относительно обособленные зоны циркуляции и транспорта донных отложений. В результате, можно предположить наличие геохимических особенностей на отдельных участках акватории. Наличие из этих циркуляционных зон, наряду с доступностью, и относительно равномерным распределением вдоль побережья озера являлось важным фактором выбора местоположения станций пробоотбора. При этом данная схема не претендует на подробное геохимическое описание местности, которое не входило в задачи исследования.

Пробы (слой 0–5 см) отбирались ручным пробоотборником. Отбор проб на каждой станции проводился троекратно. Обсуждаемые в статье показатели являются результатом обработки смешанных проб. В свежееотобранных пробах донных отложений *in situ* проводили измерение величин pH и Eh pH-метром-термометром «Нейтрон-pH». Для определения содержания ПАУ брали только центральную часть, которая не контактировала со стенками пробоотборника. Отобранную усреднённую пробу тщательно перемешивали фарфоровой ложкой, освобождали от макровключений (камней, ракушек, водорослей и пр.) и помещали в подготовленные полипропиленовые пробирки с завинчивающейся крышкой вместимостью 50 см<sup>3</sup>. После доставки в лабораторию пробы незамедлительно помещали в морозильную камеру и до анализа хранили при температуре -18°C. Срок хранения осадков не более 2 месяцев.

Определение ПАУ в донных отложениях проводили согласно ФР.1.31.2007.03548. «Методика выполнения измерений массовой доли полициклических ароматических углеводородов в пробах почв и донных отложений пресных и морских водных объектов» [4]. Она основана на их выделении из донных осадков и почв экстракцией смесью гексана и ацетонитрила (10:1), концентрировании экстракта, хроматографическом отделении углеводородной фракции в тонком слое оксида алюминия. Идентификацию и определение индивидуальных полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях проводили на жидкостном хроматографе Beta-10US фирмы «ЕКОМ» с люминесцентным детектором (RF-5301 PC) и колонкой Yanapak ODS-T.

В качестве показателя вариации средних величин использовали стандартную ошибку. Для оценки корреляционной зависимости производилась основанием коэффициента корреляции Пирсона ( $p=0.05$ ). Обработка данных производилась с помощью программных пакетов Microsoft Excel.

Донные отложения исследуемого района были представлены илами и илами с примесью песка. Водородный показатель донных отложений находился в диапазоне 7.79–8.46, что соответствует гранулометрическому составу осадков. Окислительно-восстановительный потенциал был восстановительным и находился в диапазоне значений: -225–137 мВ.

Среднее содержание  $\Sigma$ ПАУ по акватории составляло  $806 \pm 380$  нг/г, при этом диапазон значений данного показателя был 34 – 4036 нг/г, т.е. разброс значений составлял 2 порядка. Средние значения для Черноморского бассейна составляют около 200 нг/г [5]. По нашим данным содержание  $\Sigma$ ПАУ на внешнем рейде Донузлава было невысоким и составляло 41 нг/г. Невысокие значения  $\Sigma$ ПАУ так же отмечены в юго-восточной части залива (ст. 1–3, 8, 9), удалённой от крупных посёлков и портовой инфраструктуры. Таким образом, на пяти из двенадцати станций в озере Донузлав были превышены средние показатели по Чёрному морю. Эти станции сгруппированы по обоим берегам во внутренней части водоёма. Повышенные значения содержания поллютантов в прибрежных районах, особенно в портовых акваториях, являются ожидаемыми и широко описаны в литературе.

В составе донных отложений озера Донузлав идентифицировано 14 ПАУ: нафталин (Nar), 2-метилнафталин (2mNar), флуорен (Flu), фенантрен (Phe), антрацен (Ant), флуорантен (Fla), пирен (Py), трифенилен (TrPhe), хризен (Chr), бенз(б)флуорантен (BbF), бенз(к)флуорантен (BkF), бенз(а)пирен (BaP), дибенз(а,һ)антрацен (DBA), бенз(ɡ,һ,і)перилен (BghiP). В целом по акватории доля двухъядерных соединений была 64 % (35–81 %), трехъядерных – 12 % (3–27%), четырёхъядерных – 22% (8–34%), пятиъядерных – 3% (1–4%), шестиъядерных – 0.4% (0.0–1.0%). На станциях с повышенными показателями  $\Sigma$ ПАУ доля двухъядерных была выше, трёх- и четырёхъядерных – ниже. Доля антропогенных, токсичных 5- и 6-и ядерных ПАУ в среднем не различалась.

Если оценить токсичность донных отложений по отдельным компонентам, то для Nar, 2mNar и Ant на станциях с повышенными уровнями  $\Sigma$ ПАУ зафиксированы уровни, превышающие фоновые, но не вызывающие отрицательных эффектов. Только лишь на ст.10, с максимальным уровнем  $\Sigma$ ПАУ, отмечен уровень содержания Nar (>1000 нг/г), способный оказать негативное влияние на биоту при длительном воздействии. Условные нормативы по наиболее токсичным соединениям не превышены [6].

Важным общепринятым показателем токсичности донных отложений является BaP. В среднем по акватории на его долю приходилось около 1 %  $\Sigma$ ПАУ с колебанием в диапазоне 0.3–1.7%. По данным 2019 г, этот показатель на различных участках крымского побережья колебался от 0.5 до 1.1%, при среднем



0.7 %, т.е. был несколько ниже, чем в акватории Донузлава. Условный норматив, 25 нг/г [7], превышен на ст. 6 (32 нг/г) и 10 (32 нг/г), где зарегистрированы максимальные показатели  $\Sigma$ ПАУ.

Токсичность суммы  $\Sigma$ ПАУ, содержащейся в донных отложениях, оценивается с помощью токсического эквивалента (ТЕQ), единицей измерения которого является токсичность BaP. Полученные значения токсических эквивалентов донных отложений колебались в пределах 0.6–62.5 нг/г и их рост был тесно связан с увеличением общего содержания ПАУ в донных отложениях ( $r=0.98$ ). Рассчитанный уровень токсичности ПАУ является относительно невысоким. Основной вклад в формирование токсичности донных отложений приходился на TgPhe и BaP – 34% и 45% соответственно. Оба соединения являются преимущественно продуктом процессов неполного сгорания в атмосфере выхлопных газов двигателей, соединения из которых в дальнейшем переходят в гидросферу.

Совокупность проанализированных индексов указывает на смешанное происхождение ПАУ в донных отложениях Донузлава. Некоторые несоответствия в результатах анализа индексов могут быть связаны как с многообразием источников поступления ПАУ, так и с их дальнейшей деградацией в окружающей среде. Следует отметить, что существовала тесная корреляция между содержанием всех полиаренов, который в среднем составлял 0.88, не опускаясь ниже 0.55 в случае BaP и 2mNap, имеющих различную природу. Наличие геохимических взаимосвязей между полиаренами, поступающими из разных источников, вероятно, обусловлено функционированием природных механизмов преобразования поллютантов, служащего восстановлению динамического равновесия системы [8]. Соответственно, зафиксированная в процессе исследования смесь ПАУ – это результат как природных, так и антропогенных процессов генезиса и деструкции данного класса органических соединений.

Среднее содержание  $\Sigma$ ПАУ по акватории составляло  $806 \pm 380$  нг/г, при этом диапазон значений данного показателя был 34–4036 нг/г. На пяти из десяти станций в озере Донузлав были превышены средние показатели по Чёрному морю. Эти станции сгруппированы по обоим берегам во внутренней части водоёма. Достоверной взаимосвязи содержания ПАУ с физико-химическими показателями (pH, Eh) донных отложений не выявлено.

В составе донных отложений озера Донузлав идентифицировано 14 ПАУ: Nap, 2mNap, Flu, Phe, Ant, Fla, Py, TgPhe, Chr, BbF, BkF, BaP, DBA, BghiP. Основная доля приходится на двухядерные Nap и 2mNap, являющиеся маркером наличия свежего нефтяного загрязнения. Средняя по акватории доля этих соединений была  $60 \pm 5\%$ , а на станциях с повышенными уровнями  $\Sigma$ ПАУ –  $74 \pm 4\%$ . Существует тесная корреляция между содержанием всех полиаренов, который в среднем составлял 0.88. Наличие геохимических взаимосвязей между полиаренами, поступающими из разных источников, вероятно, обусловлено функционированием природных механизмов преобразования поллютантов, служащего восстановлению динамического равновесия системы.

В среднем по акватории на долю BaP, характеризующего токсичность донных отложений, приходилось около 1%  $\Sigma$ ПАУ с колебанием в диапазоне 0.3–1.7%. Условный норматив, 25 нг/г [7], превышен на станциях, где зарегистрированы максимальные показатели  $\Sigma$ ПАУ. Полученные значения токсических эквивалентов донных отложений колебались в пределах 0.6 – 62.5 и их рост был тесно связан с увеличением общего содержания ПАУ в донных отложениях ( $r=0.98$ ). Основной вклад в формирование токсичности донных отложений приходился на пирогенные TgPhe и BaP – 34 % и 45 % соответственно.

Озеро Донузлав является объектом, претерпевающим антропогенную нагрузку, что не может не отразиться на состоянии его донных отложений. Обнаруженное полиароматическое загрязнение донных отложений водоёма имеет следы, как пиролитических, так и петрогенных соединений, что характерно для районов с хозяйственной деятельностью человека. Можно выделить отдельные участки, где антропогенное воздействие носит критический характер. Там показатели содержания токсикантов в десятки раз превышают фоновые. Для этих районов можно констатировать наличие свежего нефтяного загрязнения, как основного источника ПАУ. На остальных станциях нефтяное загрязнение присутствует, но оно носит хронический характер, а его компоненты частично трансформированы.

*Работа выполнена в рамках тем гос. задания ФИЦ ИнБЮМ «Молисмодогические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации: 121031500515-8).*

#### Список литературы:

1. Котельянец Е. А., Соловьева О. В., Тихонова Е. А. Загрязнение донных отложений озера Донузлав // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2019. № 2. С. 95–102.
2. Фомин В. В., Иванов В. А. Объединенная численная модель течений, волнения и транспорта наносов озера Донузлав // Морской гидрофизический журнал. 2006. № 2. С. 43–65.
3. Тихоненкова Е. Г., Пасынков А. А., Иванютин Н. М. Закономерности распределения загрязняющих веществ в водах сопредельных участков озера Донузлав и Черного моря // Геология и полезные ископаемые Мирового океана. 2010, №4. С. 75–84.
4. ФР.1.31.2007.03548. «Методика выполнения измерений массовой доли полициклических ароматических углеводородов в пробах почв и донных отложений пресных и морских водных объектов».
5. Readman J. W., Fillmann G., Tolosa I. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea // Marine Pollution Bulletin. 2002. Vol. 44. P. 48–62.

6. Monitoring of hazardous substances in the White Sea and Pechora Sea: harmonisation with OSPAR's Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). Tromsø: Akvaplan-niva, 2011. 71 p.
7. Neue Niederlandische Liste // Altlasten Spektrum 3/95.
8. Немировская, И. А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). М.: Научный мир, 2013. 432 с.

## МИКРОПЛАСТИК В ЖЕЛУДОЧНО-КИШЕЧНОМ ТРАКТЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ КУБЕНСКОГО ОЗЕРА

Н.Ю. Тропин<sup>1,2</sup>, С.Н. Рахматуллина<sup>1</sup>, Е.Д. Воробьев<sup>1</sup>, Д.С. Воробьев<sup>1</sup>, Ю.А. Франк<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Национальный исследовательский Томский государственный университет,  
634050, г. Томск, пр. Ленина, 36, nikolay-tropin1@yandex.ru

<sup>2</sup>Вологодский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, 160012, г. Вологда, ул. Левичева, 5

Впервые исследовано содержание микропластика в желудочно-кишечном тракте окуня, плотвы и леща Кубенского озера Вологодской области. Микрочастицы искусственных полимеров обнаружены у 60% экземпляров леща и 43% экземпляров окуня. Микропластик представлен волокнами, а также фрагментами и пленками.

Проблема загрязнения водных объектов микропластиком (МП) и выявление его негативного воздействия на гидробионтов относится к актуальным направлениям современных экологических исследований [1]. Повышенная устойчивость микропластиковых частиц к внешним факторам приводит к низкой скорости их биологической деградации и длительному периоду полураспада. Это способствует поступлению и активной аккумуляции микропластика в водоемах на разных трофических уровнях [2]. В наибольшей степени МП аккумулируется в рыбах, которые находятся на вершинах пищевых цепей. Кроме того, исследование содержания и механизмов аккумуляции МП напрямую связано с оценкой качества рыбной продукции и поэтому активно изучается [3, 4].

В последние годы большое внимание уделяется исследованию накопления МП в рыбах морских и пресноводных экосистем с выявлением интенсивности поглощения микрочастиц искусственных полимеров в зависимости от характера питания рыб. Было установлено, что виды-эврифаги поглощают большее количество МП по сравнению с видами-фиитофагами и хищниками [3]. Несмотря на значительное количество работ, посвященных анализу содержания микропластика в пресноводных видах рыб [5], общие закономерности накопления МП остаются во многом неизученными. Во внутренних водоемах Российской Федерации, в том числе и на территории Вологодской области, содержание МП в желудочно-кишечном тракте рыб с разным типом питания исследовано недостаточно. Поэтому целью настоящей работы является количественная оценка содержания отдельных форм МП в желудочно-кишечном тракте различных по типу питания рыб в оз. Кубенское Вологодской области.

Сбор ихтиологического материала проводили в сентябре 2021 года в открытой части Кубенского озера. Водоем располагается в центральной части Вологодской области и относится к бассейну р. Северная Двина. Площадь водоема составляет 417 км<sup>2</sup> со средней глубиной 2.9 м. Длина озера равна 54 км, а наибольшая ширина – 10 км. Характерными особенностями Кубенского озера являются неустойчивый уровеньный режим и значительная площадь водосбора (14620 км<sup>2</sup>) с развитой гидрографической сетью и высокой степенью заболоченности. Рыбное население Кубенского озера насчитывает 15 видов рыб из пяти отрядов. К числу наиболее многочисленных и значимых в структуре любительских и промысловых уловов относятся плотва *Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758, окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 и лещ *Abramis brama* Linnaeus, 1758. Вылов рыбы осуществляли ставными жаберными сетями с шагом ячеи (30-65 мм) с общей экспозицией около суток. Всего для исследования было отобрано 20 экземпляров рыб каждого вида. Все отловленные рыбы подвергались полному биологическому анализу по общепринятым ихтиологическим методикам [6], который проводился в Вологодском филиале ФГБНУ «ВНИРО». Средняя длина тела (АД) исследованных экземпляров окуня равнялась 21.8±0.4 см с размахом колебаний от 18 до 27 см. Средняя масса речного окуня составляла 174±10.9 г. с колебанием параметров от 96 до 300 г. Возраст окуня составлял 7-10 лет. Средняя длина тела (АД) исследованных экземпляров леща была равна 31.2±1.2 см с размахом колебаний от 24 до 41 см. Средняя масса леща составляла 637±79.3 г. с колебанием параметров от 246 до 1362 г. Возраст леща составлял 7–13 лет. Средняя длина тела (АД) экземпляров плотвы была равна 23.0±0.7 см с размахом колебаний от 18 до 28 см. Средняя масса плотвы составляла 253±26.7 г с колебанием параметров от 104 до 442 г. Возраст плотвы был равен 8–14 лет.

Выявление микропластиковых частиц осуществлялось 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 МПа из каждого экземпляра рыб изымался желудочно-кишечный тракт (ЖКТ), включая пищевод, желудок и кишечник, и помещался в этикетированную пробирку с фиксацией

70% раствором этилового спирта. В лабораторных условиях проводилась детекция и выявление содержания МП в каждом отдельном образце ЖКТ. Гидролиз проводили в 200 мл раствора КОН (10%) с последующим перемешиванием пробы на шейкере в термостате при температуре 55°C в течение 48 часов. После растворения тканей путем разделения раствора по плотности насыщенным раствором NaCl (~1.19 г/см<sup>3</sup>) извлекали частицы пластика. На следующем этапе проводили вакуумную фильтрацию верхней фазы через мембранные фильтры из модифицированной целлюлозы с диаметром пор 0.45 мкм (MF-Millipore). Содержание МП оценивали по количеству частиц, обнаруженных в каждом желудочно-кишечном тракте рыб. Каждая из них идентифицирована в соответствии с ранее установленными правилами [7]. Принимали во внимание такие критерии как: однородность окраски, особенности изгиба волокон, а также их устойчивость к механическому разрыву. Для подтверждения полимерной природы частиц использовали тест с использованием раскаленной иглы из нержавеющей стали (метод “hot needle test” [7]). Для анализа частиц использовались классификации по форме и по размеру. Извлеченные частицы пластика были распределены по форме на четыре группы: микрофрагменты, микропленки, микросферы и микроволокна [2]. Кроме того, использовали разделение микропластика по размерам (длина по наибольшей оси): 0.15–0.30 мм, 0.30–1.00 мм, 1.00–2.00 мм, 2.00–3.00 мм, 3.00–4.00 мм, 4.00–5.00 мм. Размеры частиц измеряли с помощью приложения TopView 3.7.6273. Статистическая обработка и анализ полученных данных осуществлялись с использованием программ Microsoft Excel 16 и Past 4.0.

В результате проведенного исследования МП был обнаружен в ЖКТ 60% особей леща, а среднее количество частиц составляло  $1.6 \pm 0.4$  единиц на особь с разбросом значений от 0 до 5.6 (табл. 1).

Таблица 1. Содержание частиц микропластика в рыбах Кубенского озера

Показатель	количество частиц микропластика на 1 экз. рыб		количество частиц микропластика на 1 кг массы рыб	
	лещ	окунь	лещ	окунь
Содержание частиц	0.0–5.5	0.0–23.3	0.0–12.4	0.0–182.9
МП	$1.6 \pm 0.4$	$4.2 \pm 1.4$	$3.4 \pm 0.1$	$30.6 \pm 12.1$
$\sigma$	1.8	6.6	4.0	55.3
<i>CV</i>	1.0	1.5	0.8	0.5

Примечание.  $\sigma$  – стандартное отклонение, *CV* – коэффициент вариации

Общее количество окуней, у которых были зарегистрированы микропластиковые частицы, составило 9 (43%) особей. Среднее количество МП для окуней равнялось  $4.2 \pm 1.4$  единиц на особь с разбросом значений от 0 до 23.3. В пересчете на 1 кг массы тела среднее содержание МП в ЖКТ леща и окуня исследованных выборок составило, соответственно,  $3.4 \pm 0.9$  и  $30.6 \pm 12.1$  ед. (табл. 1). В желудочно-кишечном тракте исследованных экземпляров плотвы частиц искусственных полимеров обнаружено не было. Содержание МП в желудочно-кишечном тракте леща и окуня, а также количество частиц МП на 1 кг массы рыб достоверно не отличались ( $p > 0.05$ ). Статистически значимой корреляции между содержанием частиц МП, длиной и массой тела окуня и леща Кубенского озера, а также возрастом рыб обнаружено не было. Кроме того, не установлено достоверных различий между самками и самцами изученных рыб.

Микропластик, извлеченный из желудочно-кишечного тракта рыб, был представлен преимущественно волокнами: в 91% случае для окуня и в 100% всех найденных частиц для леща (табл. 2). Фрагменты и пленки были встречены только в ЖКТ окуней, их доля составила, соответственно, 4% и 5% от всех обнаруженных микропластиковых частиц. Микросферы в ходе исследования не были обнаружены. Размерный состав частиц в ЖКТ леща и окуня исследованных выборок представлен на рисунке. Для леща большая часть выявленного МП приходилась на частицы размером 1000–2000 мкм (41%) и 2000–3000 мкм (31%) по наибольшей оси. Доля более мелких частиц (150–1000 мкм) составляла около 17%. Кроме того, в ЖКТ лещей встречены частицы с размерами 3000–4000 мкм (9%) и 4000–5000 мкм (7%). В ЖКТ окуня соотношение МП размером 1000–2000 мкм и 2000–3000 мкм по наибольшей оси составляло, соответственно, 39 и 24%. Доля более мелких частиц (150–1000 мкм) в ЖКТ окуня была выше по сравнению с лещом (суммарно 21%). Окунь содержали только волокна размером 4000–5000 мкм по наибольшей оси, доля которых составила 12% от суммы всех частиц (табл. 2).

Полученные данные по содержанию микропластиковых частиц в желудочно-кишечном тракте рыб Кубенского озера показывают наличие загрязнителя в водоемах Вологодской области. Количественные параметры его содержания у пресноводных рыб (лещ –  $1.6 \pm 0.4$  ед. на особь, окунь –  $4.2 \pm 1.4$  ед. на особь) сопоставимы со значениями, выявленными при исследовании морских рыб. В то же время, относительно пресноводных видов рыб из водоемов других регионов мира, содержание частиц МП в леще и окуне Кубенского озера сравнительно меньше. Кубенское озеро расположено в центральной части Вологодской области и удалено от областного центра (г. Вологда) на расстояние 20 км. По берегам водоема, а также на многочисленных водотоках, впадающих в озеро, располагается большое количество сельских населенных пунктов, которые являются потенциальными источниками поступления пластикового мусора через

хозяйственно-бытовые и коммунальные стоки. Высокая рыбохозяйственная ценность Кубенского озера, определяет интенсивной лов рыбы ставными сетями, эксплуатация которых (разрыв и истирание) приводит к накоплению МП в водоеме. В то же время удаленность Кубенского озера от крупных городов и отсутствие таковых непосредственно в прибрежной зоне способствует снижению уровня пластикового загрязнения водоема, что приводит к незначительному уровню накопления микропластика в рыбах. Микропластиковые частицы были обнаружены в желудочно-кишечном тракте более чем у половины исследованных экземпляров леща и у каждого четвертого экземпляра окуня. В ходе проведенного исследования статистически значимых различий по количеству частиц микропластика в желудочно-кишечном тракте леща и окуня обнаружить не удалось ( $p>0.05$ ). Уровень частиц в ЖКТ леща являлся характерным для пресноводных рыб.

Таблица 2. Распределение частиц микропластика по размеру и форме в исследованных особях окуня и леща

Размер частиц, мкм	Процентное содержание частиц МП по размерам, %	Форма частиц МП	Процентное содержание частиц МП по форме, %
Лещ			
150 – 300	6	волокна	100
300 – 1000	11		
1000 – 2000	41		
2000 – 3000	30		
3000 – 4000	–		
4000 – 5000	12		
Окунь			
150 – 300	2	волокна пленки фрагменты	91 5 4
300 – 1000	19		
1000 – 2000	39		
2000 – 3000	24		
3000 – 4000	9		
4000 – 5000	7		

В акватории Кубенского озера окунь является типичным эврифагом, закономерно сменяя компонентный состав питания по мере роста: от зоопланктона к зообентосу и потреблению рыб. Его пищевая пластичность связана с быстрым переходом на потребление бентосных и планктонных организмов в условиях невозможности активного хищничества. Таким образом, содержание МП в желудочно-кишечном тракте окуня ( $4.2 \pm 1.4$  ед. на особь) относительно леща, скорее всего, является отражением его эврифагии. Лещ является в Кубенском озере типичным бентофагом и в других сходных водных объектах, потребляет преимущественно личинок хирономид, а также моллюсков. В наибольшей степени частицы микропластика аккумулируются на дне водных объектов и попадают в ЖКТ леща вместе с бентосом и детритом. Очевидно, что характер питания данного вида в Кубенском озере способствует накоплению МП лещом. Необходимо отметить, что среди исследованных особей плотвы не было обнаружено ни одного экземпляра, в желудочно-кишечном тракте которого регистрировались бы микрочастицы пластика. Плотва в Кубенском озере питается зоопланктоном, высшей водной растительностью и бентосными организмами. В связи с активным потреблением моллюсков, в частности дрейссены полиморфной *Dreissena polymorpha* P., которая образует многочисленные скопления, можно, было бы ожидать высокий уровень содержания МП 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 области.

Исследование выполнено при поддержке Программы развития Томского государственного университета (Приоритет-2030), проект № 2.2.3.22 ОНГ, а также в рамках Государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» №076-00007-22-00.

#### Список литературы:

1. Bellasi A., Binda G., Pozzi A., Galafassi S., Volta P., Bettinetti R. Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms // Environments. 2020. Vol. 7. Is. 4. 30 p.
2. Frias J. P. G. L., Nash R. Microplastics: Finding a consensus on the definition// Marine Pollution Bulletin. 2019. V. 138. P. 145–147.

3. McNeish R. E., Kim L. H., Barrett H. A., Mason S. A., Kelly J. J., Hoellein T. J. Microplastic in riverine fish is connected to species traits // *Scientific Reports*. 2018. Vol. 8:11639.
4. Frank Y. A., Vorobiev E. D., Babkina I. B., Antsiferov D. V., Vorobiev D. S. Microplastics in fish gut, first records from the Tom River in West Siberia, Russia // *Вестн. Том. гос. ун-та. Биология*. 2020. № 52. С. 130–139.
5. Castro-Castellon A. T., Horton A. A., Hughes J. M. R. Rampley C, Jeffers ES, Bussi G, Whitehead P. Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: Considering exposure and hazard across trophic levels // *Science of the Total Environment*. 2021.V. 816.
6. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1966 – 376 с.
7. Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson R. C., Thiel M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification // *Environ Sci Technol*. 2012. Vol. 46(6). P. 3060–3066.

## СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В МЫСКУЛАТУРЕ ДВУХ ВИДОВ КАРПОВЫХ РЫБ ИЗ ДВУХ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЁМОВ ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ НА ФОНЕ ЗАРАЖЕНИЯ МЕТАЦЕРКАРИЯМИ *POSTHODIPLOSTOMUM CUTICOLA* (NORDMANN, 1832)

А.В. Тютин<sup>1</sup>, В.А. Гремячих<sup>1</sup>, Е.Н. Медянцева<sup>1</sup>, В.А. Тютин<sup>2</sup>, В.Т. Комов<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,  
152742 пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., tyutin@ibiw.ru, grva@list.ru

<sup>2</sup> Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова, 150003 г. Ярославль,

Представлены данные по содержанию ртути (Hg) в мышцах сеголетков *Rutilus rutilus* (L.) из Волжского плёса Рыбинского водохранилища и взрослых особей *Alburnus alburnus* (L.) из озера Плещеево, заражённых и незаражённых метацеркариями трематоды *Posthodiplostomum cuticola* (Nordmann).

Ртуть (Hg) относится к числу высокотоксичных тяжёлых металлов, концентрация которого в мускулатуре некоторых видов рыб из водоёмов бассейна Верхней Волги может быть относительно высокой, хотя у планктофагов обычно не достигает потенциально опасного для рыбоядных животных уровня [1, 2]. Помимо рациона питания рыб, интенсивность накопления Hg зависит от множества факторов биотической и абиотической природы. В частности, неоднократно предпринимались попытки установить связь содержания ртути с заражённостью рыб различными видами гельминтов, однако результаты таких исследований оказались весьма противоречивыми [2, 3, 4, 5]. По данным разных авторов, содержание ртути в тканях рыб незаражённых паразитами может быть как пониженным, так и повышенным, по сравнению с заражёнными особями. В нашей работе предпринята попытка проанализировать связь содержания ртути с присутствием в мускулатуре карповых рыб метацеркарий трематоды *Posthodiplostomum cuticola* (Nordmann, 1832) (Digenea, Diplostomidae), способных приводить к развитию одной из наиболее распространённых разновидностей «чёрно-пятнистого заболевания» – постодиплостомоза.

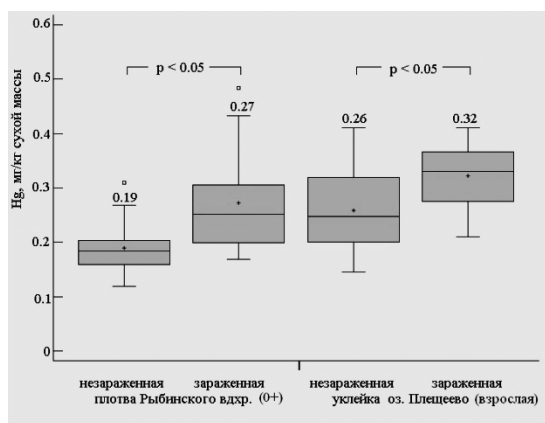
Отлов рыб провели на двух водоёмах Ярославской области: сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) – в октябре 2019 г. в прибрежье Рыбинского водохранилища (вдхр.), рядом с пос. Борок (58°03'N, 38°18'E); взрослых особей уклейки *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) – в июне 2019 г. и августе 2020 г. в оз. Плещеево (географический центр озера – 56°46'N, 38°46'E). У обоих видов данные по размерам и накоплению Hg в мышцах анализировали как по всей выборке, так и по группам рыб, образованным с учётом факторов только длины, только заражённости, длины и заражённости одновременно. Рыбы были поделены на следующие размерные группы: условно крупные особи (40–46 мм – для плотвы, 146–153 мм – для уклейки) и условно мелкие особи (34–39 мм – для плотвы, 125–144 мм – для уклейки). Всего для измерения содержания Hg из уловов было отобрано 84 экз. сеголетков плотвы (32 заражённых и 52 незаражённые особи) и 25 экз. взрослых уклек (10 заражённых и 15 незаражённых особей). Интенсивность заражения не превышала 1–2 экз. метацеркарий у сеголетков плотвы и 1–6 экз. метацеркарий у уклек. У заражённых сеголетков плотвы, помимо отбора образцов мышечной ткани под спинным плавником, вырезали также пигментированные фрагменты мышц, содержащие метацеркарии.

Перед измерением концентрации Hg все образцы мышц досушивались в течение суток в сушильном шкафу при температуре 29°C. Определение содержания Hg в высушенных до постоянного веса образцах тканей проводили методом пиролиза на ртутном анализаторе РА–915М (Санкт-Петербург, «Lumex») с приставкой ПИРО. Нижний предел обнаружения Hg для данного прибора – 0.001 мкг/г. Точность выполнения анализа контролировали с использованием сертифицированного материала DOLT–1 и DOLT–2 (NRC, Канада). Через каждые 30 измерений (relative percent difference (RPD) <20%) повторяли контроль: различия между повторностями составили в среднем 8.1% (в пределах 0.2–11.6%). Для выявления корреляционных связей между исследуемыми показателями использовали непараметрический критерий Спирмена (Spearman's test), для оценки различий между выборками по средним значениям – непараметрический критерий Краскела–Уоллиса (Kruskal–Wallis H test, различия считались статистически достоверными при  $p < 0.05$ ).

Плотва – один из наиболее массовых прибрежных представителей сем. Cyprinidae в Рыбинском вдхр. Среднее содержание Hg в мускулатуре сеголетков плотвы составило 0.22 мг/кг сухой массы при средней длине тела рыб до конца чешуйного покрова 39 мм. Ряд средних значений содержания Hg в мышцах сеголетков плотвы в порядке их возрастания выглядел следующим образом: крупные незаражённые особи (0.17 мг/кг) < мелкие незаражённые (0.21 мг/кг) < мелкие заражённые (0.25 мг/кг) < крупные заражённые (0.33 мг/кг). По интегральной выборке сеголетков плотвы выявлены статистически значимые ( $p < 0.05$ ) корреляции: между содержанием Hg в мышцах и длиной тела ( $r_s = -0.26$ ), содержанием Hg и числом метацеркарий *P. cuticola* в мышечной ткани ( $r_s = +0.54$ ), длиной тела рыб и количеством метацеркарий (0–1–2 экз.) ( $r_s = -0.23$ ). Концентрация Hg в пигментированных фрагментах мышц, непосредственно содержащих метацеркарии *P. cuticola* была ниже (0.22 мг/кг), чем в образцах мускулатуры, отобранных под спинным плавником у тех же экземпляров *R. rutilus* (0.27 мг/кг), но в нашем случае это различие оказалось статистически не значимым.

Уклейка в оз. Плещеево – один из основных представителей ихтиофауны, ведущий с 1980-х гг. преимущественно пелагический образ жизни, и может рассматриваться как облигатный планктофаг [6]. В мышечной ткани взрослых особей уклейки среднее содержание Hg составило 0.28 мг/кг сухой массы (при средней длине тела 141 мм). При делении общей выборки уклеек на две размерные группы с учётом заражённости метацеркариями ряд средних значений содержания ртути в мышцах рыб выглядел следующим образом: мелкие незаражённые особи (0.22 мг/кг) < мелкие заражённые (0.29 мг/кг) < крупные незаражённые (0.33 мг/кг) < крупные заражённые (0.36 мг/кг). По интегральной выборке уклеек получены статистически значимые положительные корреляции: между содержанием Hg в мышцах и длиной тела ( $r_s = +0.77$ ) и между содержанием Hg и количеством метацеркарий *P. cuticola* в мышечной ткани ( $r_s = 0.47$ ). Достоверной корреляции между длиной тела и числом метацеркарий в исследованной нами интегральной выборке уклеек не выявлено ( $p > 0.472$ ).

В целом связь содержания ртути в мышцах с заражённостью метацеркариями и у плотвы и у уклейки прослеживается довольно чётко. У заражённых особей рыб средний уровень накопления ртути в мускулатуре оказался выше, чем у незаражённых экземпляров (см. рисунок). Примерно одинаковый уровень накопления ртути у сеголетков *R. rutilus* и взрослых особей *A. alburnus*, зарегистрированный, несмотря на различия в их возрасте, а также гидрологических особенностях водоёмов, вероятно, обусловлен принадлежностью рыб к одному трофическому уровню (планктофаги). Минимальный уровень накопления ртути выявлен у наиболее крупных незаражённых особей *R. rutilus*, что можно трактовать как проявление хорошо известного эффекта «ростового разбавления ртути» при быстром росте сеголетков рыб. С увеличением возраста сеголетков *R. rutilus* различия по длине тела и уровню накопления Hg между свободными от заражения и заражёнными особями существенно возросли. В образцах мышечной ткани, полученных от крупных ( $\geq 40$  мм) сеголетков плотвы, среднее содержание Hg оказалось выше (примерно в два раза) у заражённых особей. По нашему мнению, фактор заражения в данном случае препятствовал развитию эффекта «ростового разбавления ртути» у заражённых метацеркариями экземпляров *R. rutilus* вследствие замедления темпов роста хозяина под влиянием паразитов.



**Рисунок.** Содержание Hg в мускулатуре сеголетков плотвы и взрослых уклеек (сравнение интегральных выборок незаражённых и заражённых метацеркариями трематоды *P. cuticola* особей рыб).

Полученные результаты согласуются с литературными данными. Снижение содержания Hg, связанное с развитием эффекта «ростового разбавления ртути», зарегистрировано при очень значительном (до 5 раз) изменении темпа роста у молоди жёлтого окуня *Perca flavescens* Mitchell, 1814 в экспериментальных озёрах на территории Северной Америки [7]. Вероятно, явление «ростового разбавления Hg» («growth dilution» – в англоязычной литературе) является одной из наиболее важных закономерностей, часто определяющей существенные расхождения в уровне накопления металла у отдельных группировок молоди рыб в естественных условиях.

Для метацеркарий трематоды *Apophallus brevis* Ranson, 1920, обычных паразитов мускулатуры жёлтого окуня *P. flavescens* в водоёмах Канады, имеются данные по накоплению Hg непосредственно в тканях гельминта [5]. Содержание Hg в извлечённых из цист метацеркариях *A. brevis* примерно совпадало с содержанием в мускулатуре молодых особей ее хозяина, но в инцистированных паразитах концентрация металла оказалась в 17 раз меньше. Канадские учёные связывают повышенное содержание Hg в мускулатуре у наиболее сильно заражённых метацеркариями *A. brevis* молодых экземпляров *P. flavescens* с более продолжительным пребыванием таких особей в мелководном и сильно заросшем высшей водной растительностью заливе.

Судя по нашим данным, патогенное влияние метацеркарий *P. cuticola* на темп роста взрослых уклеек минимально (из-за низкой интенсивности заражения). В данном случае метацеркарии *P. cuticola* целесообразно рассматривать только в качестве биологического индикатора нагульных миграций рыб в биотопы, где вероятность быстрого накопления Hg повышается. Скорее всего, такие условия складываются в некоторых участках прибрежной зоны оз. Плещеево, где спектр питания рыб может быть более разнообразным, а вероятность перехода Hg в биологически активную форму при бактериальном метилировании, возможно, является наиболее высокой. В нашем случае такая связь между заражённостью метацеркариями *P. cuticola* и уровнем накопления Hg наиболее заметна у мелких особей уклейки, видимо, проводящих больше времени в литорали озера в силу своего возраста.

Известно, что более крупные и патогенные по сравнению с метацеркариями трематод гельминты (например – некоторые представители класса Cestoda) способны существенно изменять поведенческие реакции своих хозяев, в частности – их миграционную активность. Так, для бассейна р. Дунай было описано, что у мигрировавших в литоральную зону водоёма из-за заражения плероцеркоидами *Ligula intestinalis* (Linnaeus, 1758) взрослых особей леща *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) среднее содержание Hg в мышцах было выше, чем у отловленных на обычных местах обитания незаражённых экземпляров [4]. Сходная закономерность накопления ртути была отмечена также при исследовании незаражённых взрослых особей *A. brama* из Рыбинского вдхр., вероятно редко выходящих на прибрежное мелководье, и заражённых плероцеркоидами *L. intestinalis* экземпляров [2]. У чехони *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758), питающейся в пелагиали Рыбинского вдхр. преимущественно зоопланктоном, заражение плероцеркоидами *L. intestinalis* проявляется, судя по всему, только в виде перемещения рыб в поверхностные слои воды и потому увеличения показателя среднего содержания ртути у заражённых особей не выявлено.

#### Список литературы:

1. Haines T.A., Komov V.T., Jagoe C.H. Mercury concentration in perch (*Perca fluviatilis*) as influenced by lacustrine physical and chemical factors in two regions of Russia // Mercury pollution: integration and synthesis / J. Watras, W. Huckabee (Eds.). N.-Y.: Lewis Publishers. 1994.
2. Тютин А.В., Медянцева Е.Н., Гремячих В.А., Комов В.Т. Паразито-хозяинные отношения в системе плероцеркоиды *Ligula intestinalis* (L.) (Cestoda: Pseudophyllidea) – карповые рыбы и особенности аккумуляции ртути в мускулатуре заражённых хозяев // Паразитология. 2019. Т. 53. № 3. С. 241–250.
3. Sures B., Nachev M., Selbach C., Marcogliese D.J. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in “Environmental Parasitology” // Parasites and Vectors. 2017. No. 10(65). P. 1–19.
4. Palíková M., Navrátil S., Dvořáková A., Bedáňová I., Mareš J., Čelechovská O. Mercury content in the parasite-host system of *Ligula intestinalis* and *Abramis brama* and the effect of the parasite on fish muscle composition // Acta Vet. Brno. 2014. Vol. 83. No. 2. P. 89–93.
5. Ryman J.E., Van Walleghem J.L.A., Blanchfield P.J. Methylmercury levels in a parasite (*Apophallus brevis* metacercariae) and its host, yellow perch (*Perca flavescens*) // Aquat. Ecol. 2008. Vol. 42. P. 495–501.
6. Экосистема озера Плещеево. Ленинград: Наука. 1989. 264 с.
7. Essington T.E., Houser J.N. The effect of whole-lake nutrient enrichment on mercury concentration in age-1 yellow perch // Transactions of the American Fisheries Society. 2003. Vol. 132. P. 57–68.

### ИССЛЕДОВАНИЯ СОЗ В ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА РОССИИ

В. Ю. Цыганков<sup>1</sup>, М. М. Донец<sup>1,2</sup>, М. А. Беланов<sup>1,2</sup>, А. Д. Боровкова<sup>2</sup>,  
Е. К. Миронова<sup>1,2</sup>, Т. Р. Удовикин<sup>1</sup>, А. П. Черняев<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Дальневосточный федеральный университет, Передовая инженерная школа «Институт иотехнологий, биоинженерии и пищевых систем», 690922, г. Владивосток, о. Русский, tsig\_90@mail.ru

<sup>2</sup> Дальневосточный федеральный университет, Институт Мирового океана, 690922, г. Владивосток, о. Русский, donets.mm@dvfu.ru

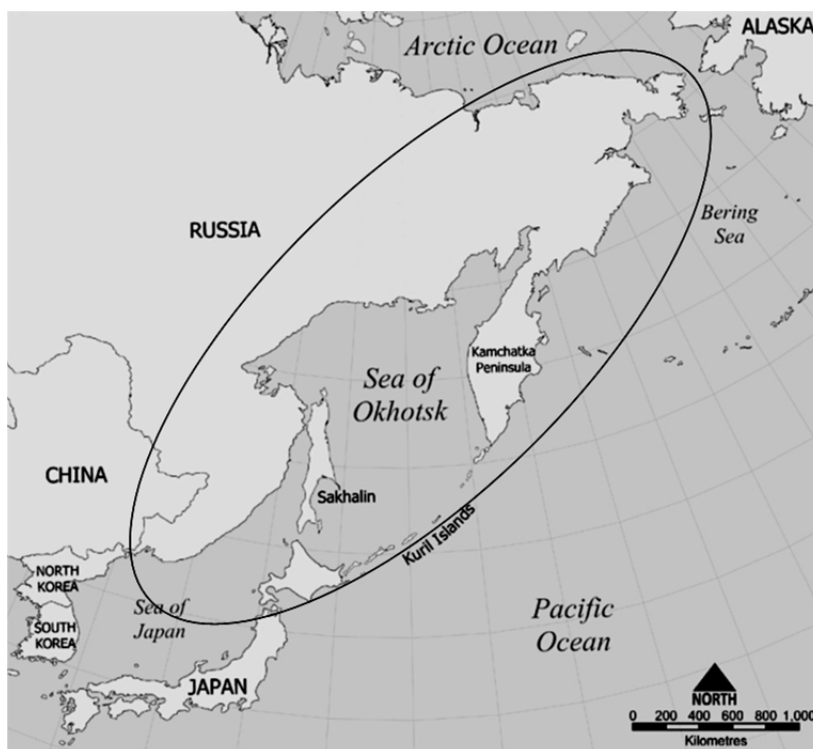
<sup>3</sup> Дальневосточный федеральный университет, Институт наукоемких технологий и передовых материалов, 690922, г. Владивосток, о. Русский, chernyaev.ap@dvfu.ru

В работе представлены исследования содержания стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) в абиотических и биотических компонентах водных и наземных экосистем Дальнего Востока России за период 2012–2022 гг.



Стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ) – липофильные ксенобиотики антропогенного происхождения. Они включают различные хлорорганические пестициды (ХОП) (ГХЦГ, ДДТ, альдрин и др.), полихлорированные бифенилы (ПХБ), полиароматические углеводороды (ПАУ).

Пробы отбирались в различных районах Дальнего Востока России (рис.).



**Рисунок.** Карта-схема района работ.

Определение СОЗ проводится методами газовой и жидкостной хроматографии в научной лаборатории хроматографических и оптических методов анализа Факультета промышленных биотехнологий и биоинженерии Передовой инженерной школы Дальневосточного федерального университета.

Хлорорганические пестициды (ПХБ) определялись в различных образцах – моллюсках, рыбах, птицах, млекопитающих, организме человека [1]. Обнаружена явная биомагнификация этих соединений с увеличением трофического уровня. В целом обнаружено давнее загрязнение по таким пестицидам, как  $\alpha$ - и  $\beta$ -ГХЦГ, ДДД и ДДЕ.

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) исследовались в таких образцах как рыбы, птицы и организм человека [1]. В целом обнаружено давнее загрязнение за счет содержания высохлорированных конгенов ПХБ.

Полиароматические углеводороды (ПАУ) анализировались в основном в морских образцах – донных отложениях, рыбах, моллюсках, ежах [2]. Регистрировалось различное происхождение ПАУ, но преобладало антропогенное.

Рассматривая различные органические поллютанты, становится ясно, что несмотря на запрет большей их части, нужно продолжать мониторинговые исследования, учитывая близость Дальнего Востока с Китаем. В Китае до сих пор производятся и используются эти соединения в борьбе с переносчиками малярии. Также не стоит забывать про захоронения ядохимикатов в северной части дальневосточного региона страны, которые являются «бомбой замедленного действия».

*Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (соглашение № 23-74-10032).*

#### Список литературы:

1. Цыганков В.Ю. Уровни хлорорганических пестицидов (ХОП) в морских экосистемах дальневосточных морей России (2000-2016): обзор литературы // Стойкие органические загрязняющие вещества (СОЗ) в Дальневосточном регионе: моря, организмы, человек: монография / В.Ю. Цыганков, М.М. Донец, Н.К. Христофорова [и др.]; науч. ред. В.Ю. Цыганков. Владивосток: Изд-во Дальневост. федерал. ун-та, 2020. С. 83–100.
2. Удовикин Т.Р., Черняев А.П., Цыганков В.Ю. Иголкожие как индикаторы загрязнения Японского моря полициклическими ароматическими углеводородами. // Экологические исследования на Дальнем Востоке России: история и современность: монография / Ю.В. Николаевская, О.Н. Вороной, М.Д. Сигнаевская [и др.]; под ред. В.Ю. Цыганкова, С.Б. Ярусовой. Владивосток: Изд-во ВВГУ, 2023. С. 170–190.



# СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ ПРИТОКОВ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.А. Чекмарева, И.Л. Григорьева

*Институт водных проблем Российской академии наук, Ивановская НИС,  
171251, Конаково, Тверская обл., s\_taya@list.ru*

Изучено содержание растворенных форм ряда тяжелых металлов в воде средних и малых притоков Ивановского водохранилища. Приведены диапазоны изменения и средние концентрации меди, цинка, свинца, хрома, кадмия, никеля, кобальта, железа общего и марганца в воде притоков в период открытой воды. Концентрации меди, цинка, железа общего, марганца, свинца практически повсеместно превышали ПДК<sub>рыб</sub>. Концентрации никеля, хрома, кобальта, кадмия были невысоки и не превышали ПДК<sub>рыб</sub>.

Качество воды влияет на возникновение разнообразия и развитие живых организмов водоемов и водотоков. Концентрации химических элементов и соединений могут быть питательной средой, благоприятствовать развитию живых организмов в водной экосистеме (бактерии, зоо- и фитопланктон, бентос, высшая водная растительность, нектон), так и угнетать их. В речной воде складываются определенные факторы, формирующие абиотическую среду для жизнедеятельности гидробионтов. Один из таких факторов, это нахождение растворенных форм тяжелых металлов в воде, которые могут попадать и накапливаться в живых организмах.

Объектом исследования послужили средние и малые притоки Ивановского водохранилища: рр. Тверца, Шоша, Лама, Орша, Созь, Инюха (Шошинский плес), Дойбица, Донховка, Сучок, Котевля, Полозовка, Инюха (Волжский плес), Гусевка, Тропка (табл. 1).

Таблица 1. Морфометрические и гидрологические характеристики исследованных притоков Ивановского водохранилища

Наименование водотока	Длина, км	S водосбора, км <sup>2</sup>	Среднегодовой расход воды, м <sup>3</sup> /с
г. Тверь, Верхневолжский плес*, Нижневолжский плес**			
р. Тверца (лев.)*	188	3510	60
р. Орша (лев.)*	72	752	5.0
р. Дойбица (прав.)*	24	192	1.25
р. Гусевка (прав.)*	-	-	-
р. Инюха (прав.)*	12	-	1.49
р. Сучок (прав.)*	17	58.3	0.38
р. Донховка (прав.)*	25	158	1.03
Шошинский плес			
р. Инюха	33	393	2.5
р. Лама	139	2330	8.5
р. Шоша	163	3080	20-40
Р. Котевля	8,5	30	-
Иваньковский плес			
р. Созь (лев.)	34	575	3.7
р. Тропка (прав.)	9	-	-
р. Полозовка (прав.)	17	-	-

Исследования проводились в 2022–2023 гг., в период активизации гидробионтов с начала половодья до начала ледостава. Отбор проб воды производился согласно ГОСТ Р 59024-2020 [1] в двух точках наблюдения на каждой реке, вне подпора от Ивановского водохранилища.

Химический анализ отобранных проб воды производился в аккредитованной химической лаборатории Ивановской НИС Института водных проблем РАН. Микроэлементный состав (медь, цинк, свинец, хром, кадмий, никель, кобальт) определялся на атомно-абсорбционном спектрометре AA-6800F фирмы Shimadzu. Железо общее и марганец определялись фотометрическим методом по аттестованным методикам. Данные химического анализа отобранных проб воды представлены в табл. 2.

В речных водах концентрация цинка обычно колеблется в диапазоне от 0.003 до 0.120 мг/дм<sup>3</sup> [2]. ПДК для рыбохозяйственных водоемов (ПДК<sub>рыб</sub>) составляет 0.01 мг/дм<sup>3</sup>.

По нашим наблюдениям максимальные концентрации цинка в речной воде отмечаются чаще всего в летнюю межень. Максимальная наблюдаемая концентрация в р. Лама в августе 2022 г. составила 0.3117 мг/дм<sup>3</sup>, а в р. Тверца – 0.1206 мг/дм<sup>3</sup> в июне 2022 г. В воде малых притоков максимальные

концентрации не превышали 0.1183, 0.1166 и 0.1162 мг/дм<sup>3</sup> в рр. Полозовка, Созь и Донховка соответственно. Снижение концентраций цинка происходит в период половодья и паводков за счет разбавления. Максимальные значения цинка отмечены в точках наблюдения, где происходит активное зарастание водного зеркала ряской, течение практически отсутствует и наблюдается застой воды в водотоках. Как активный элемент цинк влияет на жизнедеятельность организмов, в том числе развитие гидробионтов, регулирует обмен углеводов и белков, регулирует содержание хлорофилла. Некоторые соединения, такие как сульфат и хлорид цинка являются токсичными.

Таблица. 2. Диапазоны концентраций и средние концентрации (min-max/сред.) растворенных форм тяжелых металлов в воде основных и малых притоков Иваньковского водохранилища в 2022-2023 гг.

Название водотока	Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	Ni	Co	Fe <sub>общ.</sub>	Mn
мг/дм <sup>3</sup>									
Основные притоки									
р. Тверца	0.0005-0.0142/ 0.0006	0.0122-0.1206/ 0.0304	0.0016-0.0249/ 0.01	0.0012-0.0043/ 0.0024	0.0004-0.0018/ 0.0009	0.0029-0.0099/ 0.006	0.0029-0.0051/ 0.004	0.04-0.57/ 0.28	0.01-0.17/ 0.06
р. Лама	0.0011-0.1088/ 0.0183	0.0093-0.3117/ 0.0399	0.004-0.0863/ 0.0203	0.0009-0.0029/ 0.0018	0.0002-0.0069/ 0.0015	0.0002-0.0103/ 0.0057	0.0027-0.0226/ 0.0072	0.04-1.62/ 0.40	0.007-0.255/ 0.09
р. Шоша	0.0034-0.0177/ 0.0090	0.0078-0.0314/ 0.0170	0.0007-0.0311/ 0.0139	0.0012-0.0022/ 0.0017	0.0002-0.0027/ 0.0012	0.0031-0.0121/ 0.0061	0.0026-0.0060/ 0.0048	0.04-0.62/ 0.31	0.01-0.18/ 0.07
Малые притоки									
р. Орша	0.0004-0.0268/ 0.0112	0.0046-0.0907/ 0.0348	0.0002-0.0262/ 0.011	0.0015-0.0034/ 0.0024	0.0001-0.0029/ 0.0010	0.0026-0.0095/ 0.0051	0.009-0.005/ 0.0032	0.04-1.58/ 0.72	0.001-0.229/ 0.08
р. Инюха (Шош. плес)	0.002-0.0223/ 0.0112	0.056-0.0376/ 0.0271	0.0052-0.0288/ 0.0139	0.0007-0.0017/ 0.0011	0.0004-0.0026/ 0.0010	0.0028-0.0064/ 0.0049	0.0046-0.0048/ 0.0047	0.13-1.46/ 0.60	0.001-0.47/ 0.11
р. Котевля	0.0001-0.0188/ 0.0095	0.0116-0.0733/0.0244	0.0094-0.0319/ 0.0163	0.0006-0.0036/ 0.019	0.0005-0.0026/ 0.0014	0.0037-0.0101/ 0.0076	0.0016-0.0077/ 0.0046	0.13-0.79/ 0.41	0.0-0.24/ 0.08
р. Дойбица	0.0022-0.0245/ 0.009	0.0123-0.0653/ 0.30	0.0068-0.1423/ 0.022	0.0008-0.0036/ 0.0021	0.0001-0.0021/ 0.0013	0.0035-0.0147/ 0.0085	0.0018-0.0071/ 0.0047	0.05-1.0/ 0.43	0.007-0.270/ 0.083
р. Гусевка	0.0019-0.0138/ 0.0083	0.0123-0.0495/ 0.0290	0.0115-0.0322/ 0.0177	0.0013-0.0034/ 0.0023	0.0003-0.0032/ 0.0017	0.0034-0.0164/ 0.0090	0.0019-0.0080/ 0.0051	0.03-0.64/ 0.21	0.007-0.42/ 0.016
р. Инюха	0.0036-0.0236/ 0.0098	0.0065-0.0679/ 0.0335	0.0084-0.0327/ 0.0207	0.0013-0.0028/ 0.0022	0.0005-0.0027/ 0.0019	0.0032-0.0183/0.0104	0.0016-0.0059/ 0.0042	0.03-0.84/ 0.25	0.006-1.21/ 0.32
р. Сучок	0.0007-0.0148/ 0.007	0.0105-0.0976/ 0.0306	0.0021-0.0292/ 0.0108	0.0008-0.0024/ 0.0018	0.0003-0.0020/ 0.0010	0.0018-0.0093/ 0.0059	0.0014-0.0052/ 0.0034	0.09-2.15/ 0.76	0.003-0.42/ 0.10
р. Донховка	0.0003-0.0231/ 0.008	0.0108-0.1162/ 0.034	0.0016-0.0254/ 0.013	0.0013-0.0042/ 0.0025	0.0004-0.0024/ 0.0013	0.0032-0.0087/ 0.0056	0.0023-0.0074/ 0.005	0.11-0.91/ 0.41	0.001-1.60/ 0.16
р. Созь	0.0011-0.0423/ 0.0111	0.0109-0.1166/ 0.0421	0.0004-0.0154/ 0.0066	0.0002-0.0041/ 0.0015	0.0-0.0026/ 0.0007	0.0001-0.0057/ 0.0026	0.0008-0.0032/ 0.0016	0.042-0.73/ 0.39	0.003-0.28/ 0.06
р. Полозовка	0.002-0.0211/ 0.0095	0.0163-0.1183/ 0.0473	0.0126-0.0461/ 0.023	0.006-0.0061/ 0.004	0.0002-0.0037/ 0.0023	0.0116-0.0274/ 0.0180	0.0087-0.0129/ 0.109	0.08-0.68/ 0.21	0.0-0.39/ 0.15
р. Тропка	0.0005-0.0255/ 0.0077	0.0103-0.0900/ 0.0305	0.0044-0.0354/ 0.0168	0.0-0.003/ 0.0018	0.0002-0.0022/ 0.0012	0.0024-0.0130/ 0.0082	0.0030-0.0076/ 0.0057	0.12-0.67/ 0.28	0.01-0.84/ 0.18

У свинца выраженное токсическое действие на живые организмы. В кислой среде растворимость элемента повышается. Он легко образует труднорастворимые соединения, образуя карбонат, сульфат, сульфид, гидроксид свинца (PbCO<sub>3</sub>, PbSO<sub>4</sub>, PbS, Pb(OH)<sub>2</sub>). Свинец аккумулируется в гидробионтах, что связано с его способностью легко образовывать комплексные соединения.

Концентрации свинца в природных незагрязненных водах незначительны (единицы микрограммов). ПДК<sub>рыб.</sub> для свинца составляет 0.006 мг/дм<sup>3</sup>.

Наибольшие концентрации свинца в воде исследуемых рек отмечены в летний период (август). В воде р. Дойбица (д. Голоовко), которая подвержена нагрузке от дачных кооперативов и рядом расположенной автотрассы М-10, она составила 0.1423 мг/дм<sup>3</sup>, а в устье р. Лама на территории

национального парка Завидово –  $0.0863 \text{ мг/дм}^3$ . Это может быть связано с высокой миграционной способностью в виде ионов, минеральных и органоминеральных комплексов в условиях восстановления и повышения температуры воды, а также в результате взмучивания донных отложений и промывки взвесей при перемешивании вод и ветровом волнении.

Концентрация меди в природных пресных водах колеблется от  $0.002$  до  $0.030 \text{ мг/дм}^3$  [2] при ПДК<sub>рыб.</sub>  $0.001 \text{ мг/дм}^3$ . В связи с тем, что медь является одним из важнейших микроэлементов и способствует усвоению азота высшими водными растениями, фитопланктоном, а также влияет на фотосинтез, рост, водный обмен и распределение углеводов, формирование устойчивости растений к неблагоприятным условиям, то потребление ее значительно в период активной жизнедеятельности гидробионтов. Переизбыток меди может неблагоприятно влиять на водную экосистему, влиять на усвоение железа живым организмом, вызывать болезни и даже гибель.

Наиболее высокие концентрации меди в воде исследуемых рек отмечены с июля по август 2022 г. в р. Лама (до  $0.1088 \text{ мг/дм}^3$ ). В воде малых притоков максимальные значения изменялись в пределах от  $0.0138 \text{ мг/дм}^3$  (р. Гусевка, июль-август 2022 г.) до  $0.0423 \text{ мг/дм}^3$  (рр. Орша у д. Савватьево и Созь у д. Харитоново, март 2023 г.).

Хром находится в воде в виде хроматов и бихроматов, и является важным элементом функционирования живых организмов, входит в состав тканей организмов животного и растительного происхождения, оказывает стимулирующее действие на гидробионты. В слабокислой среде подвижность хрома увеличивается. При высоких концентрациях хром обладает канцерогенными свойствами, его избыток влияет на плохое усвоение железа, марганца, меди, калия и фосфора, ухудшается рост и развитие гидробионтов.

В речных незагрязненных и слабозагрязненных водах содержание хрома колеблется от нескольких десятых долей микрограмма до нескольких микрограммов в  $1 \text{ дм}^3$  [3]. ПДК<sub>рыб.</sub> для шестивалентного хрома составляет  $0.02 \text{ мг/дм}^3$ .

Диапазон концентраций хрома в воде основных притоков составил  $0.0009$ – $0.0043 \text{ мг/дм}^3$  с максимальной концентрацией в воде р. Тверца (д. Головково) по небольшому ряду наблюдений с марта по июнь 2022 г., а в малых притоках от  $0$  до  $0.0061 \text{ мг/дм}^3$  (в р. Полозовка, д. Колодкино).

Соединения кадмия играют важную роль в процессе жизнедеятельности животных и человека. В повышенных концентрациях токсичен, особенно в сочетании с другими токсичными веществами, ПДК<sub>рыб.</sub> –  $0.005 \text{ мг/дм}^3$ .

К основным антропогенным источникам поступления кадмия в окружающую среду относятся горнорудные и металлургические предприятия, а также сточные воды.

В период наблюдений с апреля по июнь 2022 г. диапазон концентраций кадмия в основных притоках составил  $0.0002$ – $0.0069 \text{ мг/дм}^3$  с максимальным значением в р. Лама; а в малых притоках –  $0.0001$ – $0.0037 \text{ мг/дм}^3$ .

Соединения двухвалентного никеля (Ni(II)) наиболее характерны для природных вод, а трехвалентный никель (Ni(III)) образуется в щелочных водах. Высокие содержания никеля оказывают канцерогенное воздействие на живые организмы. Повышенное, в сравнении с другими типами водорослей, содержание никеля обнаружено в сине-зеленых водорослях. ПДК<sub>рыб.</sub> для никеля составляет  $0.01 \text{ мг/дм}^3$ .

Самые высокие концентрации никеля зафиксированы в рр. Шоша, Лама, Тверца в сентябре 2022 г. и составили соответственно  $0.0121$ ,  $0.0103$ ,  $0.0099 \text{ мг/дм}^3$ , воды малых рек содержат до  $0.0274 \text{ мг/дм}^3$  (р. Полозовка) и свыше  $0.01 \text{ мг/дм}^3$  – рр. Инюха, Гусевка, Дойбица, Тропка, Котевля. Таким образом, концентрации никеля в воде исследуемых рек не превышали ПДК для рыбохозяйственных водоемов.

Кобальт относится к числу биологически активных элементов и всегда содержится в организме животных и в растениях. Он влияет на усвоение азота, увеличение содержания хлорофилла и аскорбиновой кислоты, активизирует биосинтез. ПДК<sub>рыб.</sub> составляет  $0.01 \text{ мг/дм}^3$ . Высокие концентрации кобальта являются токсичными.

Концентрации кобальта в воде исследуемых рек не превышали ПДК<sub>рыб.</sub> и изменялись в диапазоне  $0.0026$ – $0.00226 \text{ мг/дм}^3$  в воде основных и  $0.0008$ – $0.0087 \text{ мг/дм}^3$  в воде малых притоков.

Железо является важным питательным элементом для водорослей, недостаточное содержание его может быть одним из лимитирующих факторов развития фитопланктона.

Источники поступления железа в воду водотоков и водоемов – это подземные воды с низкими значениями pH, производственные и сельскохозяйственные сточные воды, воды болот. ПДК<sub>рыб.</sub> для железа общего составляет  $0.1 \text{ мг/дм}^3$ . Водосборные бассейны всех исследуемых рек в значительной степени заболочены, поэтому в воде отмечаются значительные концентрации железа общего.

Наиболее высокие концентрации железа общего в основных притоках зафиксированы в периоды половодья (в марте  $1.62 \text{ мг/дм}^3$  в устье р. Лама). Максимальные концентрации железа общего в малых притоках отмечены в р. Сучок ( $2.15 \text{ мг/дм}^3$ ), р. Орша ( $1.58 \text{ мг/дм}^3$ ), в р. Инюха Шошинского плеса ( $1.46 \text{ мг/дм}^3$ ) и р. Дойбица ( $1.0 \text{ мг/дм}^3$ ). В период лето-зима происходит увеличение концентраций у дна. Осенью и весной при перемешивании водных масс (гомотермия) происходит окисление двухвалентного железа (Fe (II)) в трехвалентное (Fe (III)) и выпадение его в осадок в виде гидроксида железа (Fe(OH)<sub>3</sub>).

Марганец поступает в поверхностные воды в результате выщелачивания железомарганцевых руд и других минералов, содержащих марганец. Значительные количества марганца поступают в процессе разложения водных

животных и растительных организмов, особенно сине-зеленых, диатомовых водорослей и высших водных растений. Соединения марганца выносятся в водоемы со сточными водами марганцевых обогатительных фабрик, металлургических заводов, предприятий химической промышленности и с шахтными водами [2, 3].

В основном в воду поступает двухвалентный марганец ( $Mn(II)$ ), который образует комплексы с бикарбонатами и сульфатами, реже с ионом хлора, в коллоидной форме марганец связывается в комплексы с аминами, органическими кислотами, аминокислотами и гумусовыми веществами, он присутствует в водах с низким содержанием растворенного кислорода. Вследствие потребления марганца высшими водными растениями и водорослями в процессе фотосинтеза его концентрация уменьшается, также он участвует в реакциях фотоллиза и выделения кислорода. Если нет условий для окисления марганца (недостаток растворенного в воде кислорода, pH, невысокая температура), то выпадения в осадок с формированием оксида марганца ( $MnO_2$ ) происходить не будет, и концентрации останутся высокими. Активное окисление и восстановление марганца происходит также за счет бактериальной деятельности.

В речных водах содержание марганца колеблется обычно от 1 до 160 мкг/дм<sup>3</sup> [3]. ПДК<sub>рыб.</sub> составляет 0.01 мг/дм<sup>3</sup>.

Наиболее высокие концентрации марганца в воде исследуемых рек отмечены в период летней межени. Достигали 0.255 мг/дм<sup>3</sup> в воде р. Лама и 1.6 и 1.21 мг/дм<sup>3</sup> в воде рр. Донховка и Инюха. В среднем, концентрации марганца изменяются в диапазоне от 0.06 до 0.32 мг/дм<sup>3</sup>. Часто концентрации марганца увеличиваются в воде водотоков в период интенсивного цветения, когда течения практически нет и возможно пересыхание реки на возвышенных участках.

В период наших исследований в 2022–2023 гг. в воде исследуемых водотоков отмечены концентрации меди, цинка, свинца, железа общего, марганца, превышающие ПДК для рыбохозяйственных водоемов практически повсеместно. Концентрации никеля, хрома, кобальта и кадмия практически всегда были ниже ПДК<sub>рыб.</sub> Большинство тяжелых металлов в высоких концентрациях являются токсическими веществами и представляют угрозу для гидробионтов и оказывают канцерогенное влияние. На миграцию тяжелых металлов влияет температура воды, количество растворенного в воде кислорода, Eh, pH, наличие органики в воде (часто гуминовые и фульвокислоты). Гидролиз и комплексообразование – процессы, наиболее характерные для растворенных форм тяжелых металлов в воде.

*Работа выполнена в рамках темы № FMWZ-2022-0002 Государственного задания ИВП РАН.*

#### Список литературы:

1. ГОСТ Р 59024-2020 «Национальный стандарт РФ. Вода. Общие требования к отбору проб». Москва: Стандартинформ, 2020. 35 с.
2. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 239 с.
3. Логинова Е.В., Лопух П.С. Гидроэкология: курс лекций. Минск: БГУ, 2011. 300 с.

## РТУТЬ В БИОГИДРОЦЕНОЗЕ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.А. Шашуловская, М.А. Сивущина

*Саратовский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии», 410002, г. Саратов, shash.elena2010@yandex.ru*

Проведены исследования содержания ртути в воде, донных отложениях, органах и тканях рыб Волгоградского водохранилища в период 2021–2022 гг. Несмотря на низкие концентрации ртути в воде из-за биологического накопления ее количества повышаются в рыбах, как конечном звене трофической цепи. Среднее содержание этого элемента в мышцах рыб не превышает санитарные нормы.

Среди большого количества загрязняющих веществ, поступающих в природные водные объекты, наибольший интерес представляет ртуть вследствие ее высокой биоаккумуляции, возрастающей по трофической цепи, а также отдаленные гонадо- и нейротоксические свойства. В водных экосистемах ртуть перераспределяется между различными биотическими и абиотическими компонентами и накапливается в организмах рыб, как верхних звеньях пищевой цепи, что может привести не только к остановке роста и подрыву численности ихтиоценоза, но и нанести вред человеку, как непосредственному потребителю рыбной продукции.

Экосистема Волгоградского водохранилища за полувековой период своего существования явилась аккумулятором потоков природных и антропогенных веществ из вышерасположенных участков каскада. Первые комплексные работы по определению накопления ртути в биогидроценозе Волгоградского водохранилища относятся к 90-м годам прошлого столетия [1]. Цель этих исследований сводилась к решению теоретических и практических задач, связанных с экологическим мониторингом и контролем качества рыбной продукции. В настоящее время на фоне изменения антропогенной нагрузки и глобальной климатической трансформации появилась возможность продолжить исследования по накоплению этого токсичного элемента в замыкающем водохранилище Волжского каскада.

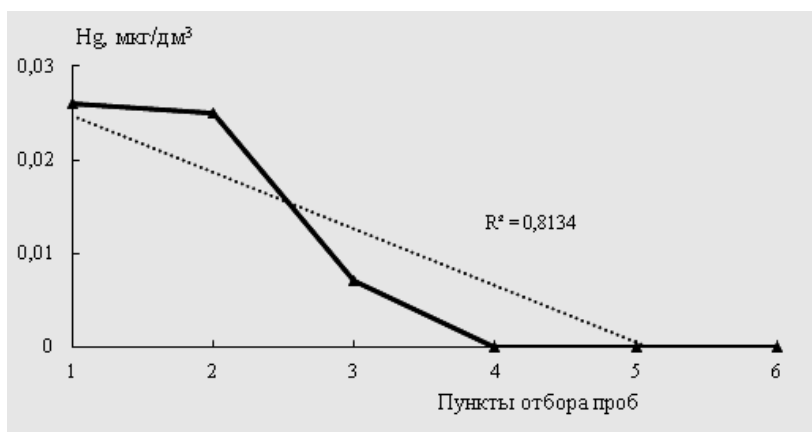
Цель нашей работы – изучение распределения ртути в различных компонентах биогидроценоза (воде, донных отложениях и органах и тканях рыб) Волгоградского водохранилища в 2021–2022 гг.

Отбор проб воды и донных отложений (ДО) проводили в сезонном аспекте на русловых и прибрежных участках. Пробы воды отбирали в 2022 г. с помощью батометра Руттнера, образцы ДО – в 2021–2022 г. дночерпателем ДАК-400. Отбор проб рыбы проводили в осенний период 2021–2022 г. из сетных уловов в верхней и средней зонах водохранилища. У каждого экземпляра определяли возраст. Всего проанализировано 190 экз. рыб. Содержание ртути анализировали методом холодного пара на РА-915 М с приставкой ПИРО-915+ (ООО «Люмекс», ). Содержание органического углерода определяли методом ИК-спектроскопии на анализаторе TOC-LCPN («Shimadzu», Япония).

Содержание ртути по акватории водохранилища варьировало от  $<0.01$  до  $0.058$  мкг/дм<sup>3</sup>, при этом максимальные концентрации отмечены в весенний период и превышали рыбохозяйственный норматив в 4–5.8 раза. Летом концентрация ртути находилась в интервале  $<0.01$ – $0.027$  мкг/дм<sup>3</sup> (рис. 1), а осенью – на уровне аналитического нуля. Поступая в атмосферу с выбросами промышленных предприятий и в результате сгорания различных видов топлива ртуть переносится воздушными потоками на большие расстояния и оседает на поверхности Земли в виде пылевых частиц или с атмосферными осадками [2]. Поэтому одним из способов поступления ртути в тот или иной водный объект является глобальный атмосферный перенос и выпадение металла на поверхность водосбора, откуда он с диффузным стоком выносится в водные объекты. Вследствие своих специфических свойств, ртуть широко применяется в различных отраслях промышленности (химической, электрохимической). В природные водоемы может поступать также со сточными водами или диффузным стоком с селитебных территорий. Обнаруженные повышенные концентрации ртути (5.8 ПДК) в весенний период могут свидетельствовать о поступлении этого токсичного элемента в Волгоградское водохранилище из вышерасположенных водоемов каскада. Средняя концентрация общей ртути за вегетационный сезон составила 1.8 ПДК.

Распределение ртути по продольной оси водохранилища отличалось в разные сезоны. Весной к количеству ртути, поступившему из вышерасположенных участков каскада, добавляется ее поступление с диффузным стоком, а также промышленными и коммунальными сточными водами. В результате отмечено повышение ее содержания к низовьям водохранилища, особенно заметное ниже влияния промышленного комплекса г. Саратова. Летом, вероятно, ртуть привносилась с основным водным стоком из Саратовского водохранилища, и постепенно снижалась до аналитического нуля в результате процессов самоочищения – сорбции на взвешенных веществах и аккумуляции в ДО.

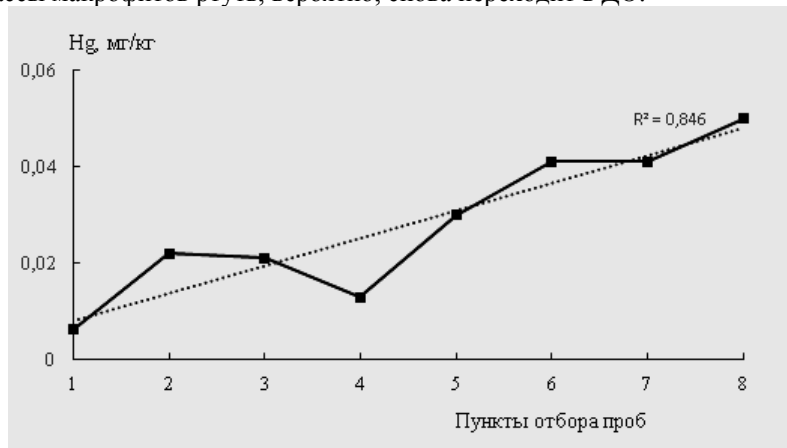
Считается, что в Европейской части России фоновые концентрации ртути в воде не превышают  $0.05$  мкг/дм<sup>3</sup> [3]. Содержание ртути в воде Волгоградского водохранилища в большинстве проб не превышало фоновые значения.



**Рис. 1.** Распределение ртути в воде Волгоградского водохранилища в летний период 2022 г. (Мелкой пунктирной линией отмечен основной тренд изменения концентраций. Пункты отбора проб: 1 – г. Вольск, 2 – с. Усовка, 3 – с. Усть-Курдюм, 4 – ниже г. Саратова, 5 – с. Еруслан – Н. Добринка, 6 – с. Г. Балыклей).

Исследования ДО имеют существенное значение для широкого комплекса проблем. Содержание ингредиентов в ДО, в отличие от водной толщи, отражает долговременные процессы накопления и преобразования различных компонентов в водоемах и считается более объективным и надежным показателем состояния их загрязнения. Содержание ртути в ДО Волгоградского водохранилища колебалось в пределах  $<0.005$ – $0.11$  мг/кг сухого веса. Наименьшее количество ртути обнаружено в песках, главным образом в верховьях водохранилища (рис. 2), где в результате более высоких скоростей течения грунты промываются от мелких органических фракций. Максимальные концентрации элемента зарегистрированы в серых илах нижнего участка в осенний период. К осени содержание элемента, как правило, повышается за счет седиментации и вегетационный сезон.

Содержание ртути в ДО тесно связано с содержанием органического вещества. Коэффициенты корреляции между концентрациями ртути и органического углерода в разные сезоны варьировали от 0.77 до 0.92 при  $p < 0.05$ . Очевидно, в донных отложениях ртуть, как и другие тяжелые металлы, образует органоминеральные комплексы. Причем, более высокие концентрации отмечены на прибрежных участках по сравнению с глубоководными русловыми. Можно предположить, что заросшие макрофитами прибрежные участки, непосредственно примыкающие к загрязняющим субстанциям, задерживая поверхностный склоновый сток, являются естественным барьером самоочищения водоема. Однако, осенью при разложении биомассы макрофитов ртуть, вероятно, снова переходит в ДО.



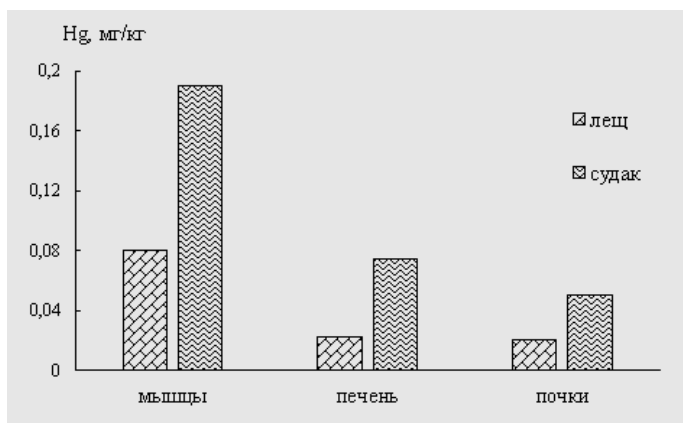
**Рис. 2.** Пространственная динамика содержания ртути в донных отложениях Волгоградского водохранилища. (Пункты отбора проб: 1 – г. Вольск, 2 – с. Усовка, 3 – с. Усть-Курдюм, 4 – ниже г. Саратова, 5 – с. Золотое – Ровное; 6 – с. Еруслан – Н. Добринка, 7 – с. Г. Балыклей; 8 – с. Дубовка).

Косвенным показателем уровня загрязнения водоемов ртутью является ее содержание в рыбах, как верхнем звене пищевой цепи.

Изучение содержания ртути в рыбе с точки зрения здоровья человека как потребителя рыбной продукции проводится во многих регионах России [1, 2, 4, 5, 6]. Токсическое воздействие усугубляется тем, что ртуть имеет более высокий коэффициент биоаккумуляции, чем большинство тяжелых металлов. Известно, что ртуть способна индуцировать разнообразные клеточные повреждения в тканях рыб. Санитарными нормами (СанПиН 2.3.2.1078-01) содержание ртути нормируется для пресноводных хищных рыб на уровне 0.6 мг/кг, для пресноводных нехищных – на уровне 0.3 мг/кг. В связи с этим для анализа изученных представителей ихтиофауны разделили по особенностям питания на 4 группы: хищники (окунь, судак, берш, жерех), бентофаги (густера, плотва, лещ), фитофаги (красноперка) и эврифаги (голавль, язь).

В мышцах рыб содержание ртути колебалось от 0.023 до 0.35 мг/кг сырого веса. Максимальные величины фиксировали у хищников. В мышцах бентофагов содержание ртути было в 3 раза ниже, несмотря на их обитание в придонных слоях воды, где процессы метилирования ртути более активны. Минимальные количества отмечены у фитофагов.

В печени рыб Волгоградского водохранилища содержание ртути отмечено в меньших концентрациях в диапазоне 0.020–0.12 мг/кг, в почках – 0.012–0.072 мг/кг. Максимальные значения отмечены у хищников (рис. 3).



**Рис. 3.** Среднее содержание ртути в органах и тканях основных промысловых видов рыб Волгоградского водохранилища.

Содержание ртути в мышцах исследуемых рыб статистически значимо связано с их возрастом ( $r = 0.84–0.87$  при  $p < 0.05$ ). Концентрация ртути в мышцах коррелировала с ее содержанием в печени,

особенно сильная связь ( $r = 0.89$  при  $p < 0.05$ ) отмечена для судаков. Подобные зависимости фиксировали исследователи и на других водоемах [5].

В настоящее время по сравнению с 90-ми годами прошлого века среднее содержание ртути в мышцах основных промысловых видов рыб были близки [1]. Однако, содержание ртути в печени рыб в последнее время снизилось в 2–10 раз. Причинами такого явления могут быть тенденция снижения уровня загрязнения ртутью природных водоемов, отмечаемая некоторыми авторами [2], а также увеличение температуры воды в связи с глобальной трансформацией климата, что является важным фактором повышения метаболических процессов. Кроме того, старение водохранилищ и повышение их трофности может приводить к снижению уровня содержания ртути в органах и тканях рыб [7]. Наконец, нельзя исключить погрешности аналитических измерений в различные периоды.

Таким образом, несмотря на низкие концентрации ртути в воде Волгоградского водохранилища в результате физико-химических процессов, этот элемент накапливается в донных отложениях, образуя связи с органическим веществом. Биоаккумуляция при переходе с одного трофического уровня на другой более высокий способствует концентрированию максимальных концентраций ртути в мышцах хищных видов рыб по сравнению с бентофагами и планктофагами. Тем не менее, среднее содержание ртути в мышцах рыб Волгоградского водохранилища не превышает допустимые санитарные уровни для пищевой продукции.

#### Список литературы:

1. Котляр С.Г. Эколого-рыбохозяйственный мониторинг тяжелых металлов Саратовского и Волгоградского водохранилищ / Итоги рыбохозяйственных исследований на Саратовском и Волгоградском водохранилищах. С.-Пб, 2000. С. 134–142.
2. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Биоаккумуляция ртути в рыбах как индикатор уровня загрязнения вод // Геохимия, 2016, №6. С. 495–504.
3. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л., Гидрометеиздат, 1991. 311 с.
4. Аршаница Н.М., Гребцов М.Р., Стекольников А.А. Содержание металлов в мышечной ткани рыб некоторых водоемов Северо-запада России // Международный вестник ветеринарии, 2016. №3. С. 57–63.
5. Комов В.Т., Гремячих В.А., Удоденко Ю.Г. и др. Ртуть в абиотических и биотических компонентах водных и наземных экосистем поселка городского типа на берегу Рыбинского водохранилища // Тр. института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 2017. №77(80). С. 34–56.
6. Гремячих В.А., Ложкина Р.А., Комов В.Т. Пространственно-временная вариабельность содержания ртути в речном окуне *Perca fluviatilis Linnaeus*, 1758 (Perciformes; Percidae) Рыбинского водохранилища на рубеже XX–XXI веков // Трансформация экосистем, 2019. Т. 2, №2(4). С. 85–95.
7. Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы. Новосибирск, 1995. 59 с.

**СОВМЕСТНОЕ ДЕЙСТВИЕ РАДИАЦИИ И КАДМИЯ НА ЛАБОРАТОРНУЮ КУЛЬТУРУ РЯСКИ МАЛОЙ *LEMNA MINOR* L.**

И.С. Боднар, Е.В. Чебан

*Институт биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Республика Коми, bodnar-irina@mail.ru*

Исследование посвящено проблеме мультистрессовых воздействий на растения при радиоактивном загрязнении природных водоемов. В работе изучено совместное действие гамма-излучения и ионов кадмия на лабораторную культуру ряски малой (*Lemna minor* L.).

Согласно закону Либиха, тот фактор является определяющим, который наиболее отклоняется от нормы. В реальных условиях биогеоценоза таких факторов может быть несколько, и они взаимодействуют друг с другом. Проблема множественности стрессоров при радиоактивном загрязнении природных водоемов стала актуальна в середине прошлого века в связи функционированием предприятий ядерно-топливного цикла, что повлекло за собой учащение загрязнения территорий и водоемов вследствие неконтролируемого складирования отходов, а также техногенных аварий. Одной из крупнейших стала авария на Чернобыльской атомной станции (СССР, 1986 г.). Помимо крупнейшего радиоактивного загрязнения на данной территории возникла проблема избытка тяжелых металлов, таких как кадмий, свинец, бор и других, которые сбрасывались на реактор при ликвидации в первые дни после аварии [1]. При анализе и прогнозировании последствий подобных комплексных загрязнений нужно учитывать влияние на биоту факторов физической и химической природы.

Водные экосистемы более чувствительны к загрязняющим веществам, чем наземные, из-за растворения и накопления в воде поллютантов [2]. Первичным звеном цепей питания являются растения. Гамма-излучение способствует геномным, биохимическим, физиологическим и морфогенетическим изменениям в клетках и тканях [3]. Кадмий уже в низких концентрациях представляет опасность для растений, так как ингибирует активность ферментов, изменяет проницаемость мембран, нарушает минеральное питание [2].

Ряска малая – типичный представитель пресноводных водоемов, относится к семейству рясковые и считается одним из наиболее просто устроенных покрытосеменных растений. Ряска относится к экологической группе неукорененных плейстофитов, плавающих на поверхности пресных водоемов. Одинокое растение состоит из листовидной поверхности – фронда, от которой отходит единственный корень. Фронды собраны между собой в колонии чаще всего по 3–4 особи. Ряска малая используется в экотоксикологических экспериментах для оценки качества воды. Растение размножается преимущественно вегетативным путем, что позволяет использовать генетически идентичные клоны в эксперименте. Необходимым преимуществом является легкость культивирования ряски на питательных средах. В данной работе исследовано совместное действие гамма-излучения и ионов кадмия на ряску малую на разных уровнях биологической организации.

В работе использовали лабораторную культуру ряски малой (*Lemna minor* L.) Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН. Растения культивировали на среде Штейнберга в условиях климатической камеры с поддерживаемыми параметрами  $24^{\circ}\text{C} \pm 0.01$ , фотопериод 16 часов свет/8 часов темнота, интенсивность освещения 6000 люкс. На растения воздействовали острым гамма-излучением в дозах 11 и 63 Гр (установка «Исследователь», источник  $\text{Cs}^{137}$ ), что соответствует наименьшей эффективной и полуэффективной дозам для ряски. Данные «доза–эффект» для ряски выбраны на основании предыдущих экспериментов. После облучения растения помещали в среду, содержащую кадмий в концентрациях 0.3 и 12.6 мкмоль/л, что соответствует наименьшей эффективной наблюдаемой концентрации и концентрации, приводящей к ингибированию удельной скорости роста на 50%. В качестве отрицательного контроля использовали растения, выращенные на среде Штейнберга. Положительным контролем служили необлученные растения, культивируемые на среде с избытком кадмия в тех же концентрациях, как и экспериментальные, а также облученные растения, культивированные на среде без кадмия.

У растений через семь дней после начала воздействия рассчитывали удельную скорость роста, изменение средней площади листовидной поверхности (фронда), средней длины корней, уровень поврежденности растений в виде хлорозов и некрозов, накопление кадмия, магния в тканях. Концентрацию кадмия и магния определяли в экоаналитической лаборатории Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой на атомно-эмиссионном спектрометре (ICP–MS, Spectro Ciros CCD, Germany). После четырех суток определяли уровень малонового диальдегида (МДА), хлорофиллов *a*, *b*, каротиноидов. Уровень МДА определяли спектрофотометрически по его реакции с тиобарбитуровой кислотой с образованием окрашенного



«триметинового комплекса» с максимумом поглощения при 532 нм. Экстракцию хлорофилла и каротиноидов проводили 95% этанолом, определяли оптическую плотность при длинах волн 470, 649, 664 нм по формулам рассчитывали концентрацию.

Существует несколько подходов к оценке эффектов двух и более факторов. В данной работе оценку комбинированных эффектов проводили методом анализа медианного эффекта с использованием программного обеспечения CompuSyn [4]. Статистические сравнения между группами воздействия проводили с использованием критериев Манна–Уитни, Стьюдента.

Интегральным показателем благополучия лабораторной культуры ряски малой является удельная скорость роста. Кадмий и радиация при низких уровнях воздействия ингибировали удельную скорость роста лабораторной культуры ряски малой максимально на 14% при раздельном и на 17% при совместном действии факторов. Анализ комбинированных эффектов показал, что факторы взаимодействовали по типу антагонизма. Антагонизм – это взаимодействие между стрессорами, при котором наблюдаемый результат от совместного действия ниже предполагаемого от суммы при раздельном действии. При высоких дозах радиация и кадмий действовали как синергисты, что подразумевает усиление последствий от стрессоров по сравнению с их раздельными эффектами. Синергическое действие ионизирующего излучения и химических факторов является наиболее опасным для живых организмов и биоценозов.

Причинами угнетения роста может быть прямое повреждение клеточных структур при воздействии острого гамма-излучения, уменьшение всасывания ионов магния при избыточном поступлении кадмия, повреждение фотосинтетического аппарата клетки. Избыточное всасывание кадмия растениями привело бы к усилению токсического эффекта. Химический анализ образцов растений показал, что после воздействия низких концентраций кадмия у облученных растений накопление кадмия увеличилось, а при высоких – осталось на прежнем уровне относительно растений без облучения ( $p \leq 0.05$ ). Магний является важным макроэлементом для растений, входит в состав хлорофилла. Уровень магния после воздействия факторов остался на уровне контрольных растений, либо повышался как в случае совместного воздействия 63 Гр и 0.5 мкмоль/л кадмия. Таким образом, после облучения изменился элементный статус растений, что проявилось в избыточном накоплении кадмия.

Кадмий и гамма-излучение привели к образованию в колонии растений хлорозов или некрозов. Доля таких растений выше после воздействия кадмия по сравнению с облученными растениями. При совместном действии факторов (12.6 мкмоль/л кадмия после облучения в обеих дозах) уровень повреждений достиг 100%.

Оба фактора при раздельном и совместном действии спровоцировали сокращение площади фрондов. При 0.3 мкмоль/л кадмия и облучении в обеих дозах взаимодействие факторов происходило по типу антагонизма, то есть предварительное облучение смягчало кадмиевый стресс у ряски малой. Кадмий накапливается в основном в корнях, так как большая часть ионов поступает через корень, поэтому при 12.6 мкмоль/л кадмия корни белели и укорачивались при совместном и раздельном действии факторов ( $p \leq 0.05$ ).

Кадмий и радиация воздействовали на уровень фотосинтетических пигментов, причем действовали как антагонисты. Высокие концентрации кадмия без облучения способствовали снижению уровня хлорофилла. Воздействие острой дозы 63 Гр, напротив, приводило к усилению синтеза. Данное явление описано в литературе как явление хлорофилльного гормезиса [5]. Благодаря предварительному облучению увеличился уровень хлорофилла при воздействии кадмия в сравнении с необлученными растениями ( $p \leq 0.05$ ). При действии избытка кадмия (12.6 мкмоль/л) произошло снижение уровня каротиноидов.

Острое гамма-излучение способствует образованию активных форм кислорода при радиолизе воды [6]. Кадмий косвенно провоцирует окислительный стресс, оказывая влияние на антиоксидантный статус растений [Shahzad et al., 2018]. Кадмий в рассматриваемых в данной работе концентрациях провоцировал окислительный стресс, что подтверждает высокий уровень МДА. При совместном действии факторов уровень МДА после 63 Гр и 0.3 мкмоль/л кадмия ниже, чем при действии кадмия без облучения ( $p \leq 0.05$ ).

Таким образом, у облученных водных растений изменяется устойчивость к избытку кадмия в среде. Эффект от совместного действия факторов зависел от дозы гамма-излучения и концентрации кадмия.

#### Список литературы:

1. Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В., Преображенская Н.Е. Чернобыль: последствия Катастрофы для человека и природы. Товарищество научных изданий КМК, Москва, 2016. 826 с.
2. Parlac U.K., Yilmaz D.D. Ecophysiological tolerance of *Lemna gibba* L. exposed to cadmium. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2013. Vol. 91, P 79–85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.01.009>.
3. Geras'kin S.A. Ecological effects of exposure to enhanced levels of ionizing radiation. J. Environ. Radioact. 2016. Vol. 162, P. 347–357.
4. Chou T.C., Martin N. CompuSyn for Drug Combinations: PC Software and User's Guide: A Computer Program for Quantitation of Synergism and Antagonism in Drug Combinations, and the Determination of IC50 and ED50 and LD50 Values. ComboSyn Inc, Paramus, (NJ). 2005.

5. Agathokleous E., Feng Z., Peñuelas J. Chlorophyll hormesis: Are chlorophylls major components of stress biology in higher plants? *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 726, pp. 138637. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138637>.
6. Esnault M.A., Legue F., Chenal C. Ionizing radiation: Advances in plant response. *Environmental and Experimental Botany*. 2010. Vol. 68(3) P.231–237. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.01.007>.
7. Shahzad B., Tanveer M., Che Z., Rehman A., Alam Cheema S., Sharma A., Song H., Rehman S., Zhaorong D. Role of 24-epibrassinolide (EBL) in mediating heavy metal and pesticide induced oxidative stress in plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 147. P. 935–944.

## ПИЩЕВАРЕНИЕ У РЫБ В УСЛОВИЯХ ПОВЫШЕННОЙ РТУТНОЙ НАГРУЗКИ

И.Л. Голованова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, [golovanova@ibiw.ru](mailto:golovanova@ibiw.ru)*

Приведены данные о влиянии ртути на процессы пищеварения у рыб. Сила и направленность эффектов зависят от концентрации ртути в корме, уровня ее накопления в организме, вида и возраста рыб, локализации и вида ферментов (гликозидазы, протеиназы).

Ртуть и её соединения широко распространены в окружающей среде и токсичны для большинства живых организмов. Они попадают в окружающую среду в результате природных явлений (извержение вулканов, выветривание), но главным образом, в результате антропогенной деятельности (добыча полезных ископаемых, промышленное сжигание, коммунальные и сельскохозяйственные стоки). Воздушными потоками ртуть переносится на большие расстояния и оседает на водной и земной поверхности, попадая и в удаленные от промышленных источников водоемы.

Ртуть существует в виде множества химических форм. Наиболее важные из них – элементарная ртуть ( $\text{Hg}^0$ ), неорганическая ртуть ( $\text{Hg}^{2+}$ ) и ее органические формы: монометилртуть ( $\text{CH}_3\text{Hg}^{2+}$ ) и диметилртуть ( $\text{CH}_3\text{HgCH}_3$ ). Продолжительность жизни ртути в атмосфере невелика (несколько дней), однако в почве и воде время ее жизни составляет сотни тысяч лет. Бактериальное превращение неорганической ртути в монометилртуть – это первая стадия в процессе биоаккумуляции и миграции по трофическим цепям, как в водной, так и в наземно–воздушной среде.

Поступая в организм гидробионтов с водой и пищей, ртуть, особенно в своей более токсичной метилированной форме, может накапливаться по пищевым цепям. Высокие уровни накопления ртути (до 3 мг/кг сырой массы) были неоднократно зарегистрированы у хищных рыб из пресноводных водоемов северо–запада Европы, включая и водоемы природоохранной зоны. Ртуть не является жизненно необходимым элементом, но она интенсивно аккумулируется в разных органах и тканях животных, часто в следующем порядке: мышцы > печень > кишечник > селезенка > мозг > гонады. Наиболее высокие концентрации ртути в мышцах связаны с повышенным содержанием функциональных групп белков ( $-\text{SH}$ ,  $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{COOH}$ ,  $-\text{OH}$ ), к которым ртуть обладает высоким сродством. Органические соединения ртути наиболее токсичны, поскольку хорошо растворимы в жирах и легко проникают через биологические мембраны, в то время как неорганическая ртуть слабо проникает через эпителиальный барьер.

Попадая в желудочно–кишечный тракт, соединения ртути с током крови разносятся по всему организму, оказывая прямое и опосредованное действие на различные функции и изменяя физиолого–биохимический статус животных. Ртуть оказывает эмбриотоксические, тератогенные, мутагенные и гонадотоксические эффекты, поражает нервную систему, вызывает изменения в почках, печени и крови, нарушает двигательную и секреторную функцию желудочно–кишечного тракта. Она изменяет пищевое поведение рыб, снижая интенсивность реакций поиска корма, а также меняет свойства и инактивирует ряд жизненно важных ферментов белкового, липидного и углеводного обмена.

Пищеварение является одной из основных функций, обеспечивающих организм энергетическим и пластическим материалом. В настоящее время для позвоночных животных, в том числе и рыб, описаны пять типов пищеварения. Три основные – полостное, мембранное и внутриклеточное осуществляются собственными ферментами организма. Два дополнительных типа: симбионтное пищеварение и индуцируемый аутолиз, реализуются ферментами микроорганизмов или ферментами жертвы.

Начальная деградация биополимеров происходит за счет полостного пищеварения в желудке, кишечнике и пилорических придатках за счет ферментов, секретируемых пищеварительными железами и действующими за их пределами. В условиях кислой среды желудка перевариваются преимущественно белковые компоненты пищи. Дальнейшее разрушение белков, а также гидролиз жиров и углеводов происходит в кишечнике. Ферменты, обеспечивающие полостное пищеварение в кишечнике, синтезируются в поджелудочной железе (это трипсин, химотрипсин, альфа–амилаза и липазы). В результате работы этих ферментов образуются главным образом олигомеры. Дальнейшая переработка пищи происходит в зоне щеточной каймы энтероцитов за счет мембранного пищеварения. Основная часть нутриентов всасывается в

виде мономеров, некоторая часть в виде димеров и нативных белков, которые перевариваются за счет внутриклеточного пищеварения.

Эффективность питания животных в значительной мере зависит от состояния ферментов желудочно-кишечного тракта. Установлено, что ртуть вызывает некротические изменения в клетках слизистой оболочки пищеварительного тракта и изменяет активность и кинетические характеристики пищеварительных ферментов рыб. Так, хлорид ртути в концентрации 0.3 мг/л ингибирует активность амилазы, мальтазы, лактазы, липазы и трипсина в кишечнике мешкожаберного сома *Heteropneustes fossilis*, но не изменяет активность мальтазы и лактазы в желудке, пилорических придатках и кишечнике пятнистого змеёголова *Channa punctatus* Bloch [1].

У окуня *Perca fluviatilis* L. из водоемов Европейской части России с разным уровнем pH воды выявлены разнонаправленные изменения активности кишечных гликозидаз и кинетических характеристик гидролиза углеводов по мере накопления ртути в мышцах. У рыб из водоемов с нейтральным значением pH воды с ростом содержания металла (0.05–0.30 мг/кг сырой массы) амилалитическая активность снижается, активность сахаразы возрастает. У рыб из кислых озер накопление ртути в мышечной ткани было значительно выше и составляло 0.18–0.86 мг/кг сырой массы. С ростом ее содержания активность гликозидаз и фермент-субстратное сродство в большинстве случаев снижаются, негативно влияя на скорость ассимиляции углеводных компонентов пищи [2].

У неполовозрелых рыб, отловленных в водоемах Окского заповедника (Рязанская обл.) и различающихся по типу питания: типичный ихтиофаг щука *Esox lucius* L., бентофаг-факультативный ихтиофаг окунь, типичный бентофаг плотва *Rutilus rutilus* (L.) и эврифаг головешка-ротан *Perccottus glenii* Dyb., содержание ртути в мышцах, как правило, не превышает санитарно-гигиенических нормативов, утвержденных в России: 0.3–0.6 мг/кг. Максимальное накопление ртути (1.1 мг/кг сырой массы мышц) отмечено у щуки, наименьшее у ротана. Содержание ртути в кишечнике положительно коррелировало с содержанием металла в мышцах и составило от 30% до 75% у рыб с меньшим и большим накоплением ртути соответственно. При этом у щук активность гликозидаз была ниже, значения Km гидролиза мальтозы выше, свидетельствуя о снижении фермент-субстратного сродства. Накопление ртути в мышцах других исследованных видов рыб (окунь, плотва, ротан), не превышающее 0.4 мг/кг, вызывало как увеличение, так и снижение активности пищеварительных гликозидаз. Вероятно, ртуть в определенной концентрации может являться положительным модулятором для ключевых ферментов гидролиза углеводов, позволяя частично компенсировать общее неблагоприятное действие металла на организм [3].

В целом ряде экспериментов изучено влияние поступающей с пищей ртути на активность пищеварительных гидролаз в кишечнике молоди рыб. При этом установлены изменения активности гликозидаз и протеиназ, а также кинетических характеристик гидролиза углеводных и белковых компонентов корма при повышенном накоплении ртути в мышцах [1, 4, 5]. В хронических экспериментах на молоди окуня и плотвы, получавших корм с фоновым (0.02 мг/кг) и повышенным содержанием ртути (0.3–0.4 мг/кг сырой массы корма), показано ее интенсивное накопление в организме сеголетков в концентрации, соразмерной количеству ртутьорганических соединений, внесенных в бассейны. Повышенное содержание ртути в мышцах (0.05–0.16 мг/кг) у развивающейся молоди снижает активность пищеварительных гликозидаз (сахаразы, амилалитическая активность) и сродство ферментов к субстрату, замедляя скорость начальных этапов переваривания углеводных компонентов пищи [4, 5]. При этом накопление ртути в организме сопровождается повышением линейно-массовых показателей опытных рыб по сравнению с контрольными. Одновозрастные особи с повышенным содержанием ртути в мышцах в первые годы жизни растут быстрее, в старших возрастных группах (5–6 лет) ситуация меняется на обратную. Снижение активности гликозидаз и увеличение активности протеиназ отмечено у карпа *Cyprinus carpio* (L.), в течение 3 мес. получавшего корм с повышенным содержанием ртути 0.3 мг/кг сырой массы [6]. Подобные эффекты были получены и в 6 мес. экспериментах на молоди карпа, получавшего корм с содержанием ртути 0.17 мг/кг, наиболее отчетливо эти эффекты проявились в зоне оптимума pH ферментов [7].

Таким образом, накопление ртути в мышечной ткани рыб сопровождается снижением фермент-субстратного сродства и активности ферментов, расщепляющих углеводные компоненты корма, в то время как активность ферментов, гидролизующих белки, может увеличиваться. Однако при длительном поступлении ртути с пищей фермент-субстратное сродство гликозидаз и особенно протеиназ может увеличиваться, что, по всей вероятности, позволяет частично компенсировать неблагоприятное влияние ртути при относительно низком уровне ее накопления на скорость переваривания основных компонентов пищи.

#### Список литературы:

1. Кузьмина В.В. Процессы пищеварения у рыб. Новые факты и гипотезы: монография / Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. – Ярославль: Филигрань, 2018. – 300 с.
2. Голованова И.Л., Пенькова Г.А., Гремячих В.А., Комов В.Т. Влияние накопленной ртути на активность карбогидраз в кишечнике окуня *Perca fluviatilis* из водоемов Европейской части России с разным уровнем pH воды // Биология внутр. вод. 2012. № 1. С. 94–99.

3. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Комов В.Т., Иванчев В.П., Иванчева Е.Ю. Ртуть в рыбах Окского заповедника: эколого-биохимические аспекты // Роль заповедников России в сохранении и изучении природы. Матер. юбилей. науч.-практ. конф., посвящ. 80-летию Окского государственного природного биосферного заповедника (7–10 сент. 2015 г. пос. Брыкин Бор Рязанской обл.) / Труды Окского государственного природного биосферного заповедника. Вып. 34. – Рязань: НП «Голос губернии», 2015. С 196–200.
4. Голованова И.Л., Комов В.Т. Влияние ртути на гидролиз углеводов в кишечнике речного окуня *Perca fluviatilis* // Вопр. ихтиологии. 2005. Т. 45. № 5. С. 695–701.
5. Голованова И.Л., Комов В.Т., Гремячих В.А. Гидролиз углеводов в кишечнике плотвы *Rutilus rutilus* (L.) при различном накоплении ртути в организме // Биология внутр. вод. 2008. № 3. С. 102–108.
6. Голованова И.Л., Комов В.Т., Кузьмина В.В. Влияние повышенного содержания ртути в корме на активность карбогидраз и протеиназ у различных гидробионтов // Биология внутр. вод. 2002. № 1. С. 85–89.
7. Кузьмина В.В., Комов В.Т., Гремячих В.А., Русанова П.В. Активность пищеварительных гидролаз карпа *Cyprinus carpio* при разном содержании ртути в корме // Вопр. ихтиологии. 2013. Т. 53. № 3. С. 358–366.

### **ВЛИЯНИЕ РТУТИ, НИЗКОЧАСТОТНОГО МАГНИТНОГО ПОЛЯ И ТЕМПЕРАТУРНОГО СТРЕССА НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КАРАСЯ СЕРЕБРЯНОГО *CARASSIUS GIBELIO* (BLOCH, 1782)**

Е.А. Заботкина, Д.Ю. Трофимов, И.Л. Голованова, А.К. Смирнов, В.В. Крылов

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, zabel@ibiw.ru*

Исследовали влияние ртути (Hg), низкочастотного магнитного поля (МП) и критического температурного стресса (ТС) на показатели клеток крови карася серебряного. Показано, что МП и Hg действуют односторонне, тогда как их сочетание – антагонистически. ТС влияет на состав красной и белой крови.

Ртуть относится к одним из наиболее известных и широко распространенных загрязнителей окружающей среды. Она используется в большом количестве производств, является составной частью некоторых пестицидов. Трансграничный перенос делает ее широко распространенной по всему миру. Наиболее опасной является метилированная форма ртути. Она легче накапливается в пищевых цепях, у рыб в концентрациях, в тысячи раз превышающих ее содержание в воде. Отсутствие эффективных механизмов выведения из организма создает угрозу ртутной интоксикации за счет кумулятивного эффекта. Растворимые соединения ртути вызывают повышенное кровенаполнение органов, отек жабр, дистрофию и распад респираторного эпителия, некроз клеток головного мозга. Ртуть оказывает влияние на жизненные циклы, биохимию, физиологию и морфологию рыб. Под воздействием ртути подавляются обменные процессы, снижается плодовитость и выживаемость, ослабевают защитные функции [1].

Ртуть вызывает заметные изменения биохимических показателей крови, снижение уровня лизоцима, бактериостатической активности сыворотки крови и интенсивности антителообразования. Обнаружены замедление смены первичных эритроцитов вторичными, клеточная дегенерация эритроцитов, смещение ядер на периферию клеток, появление перегородок в ядре и двоядерных клеток, что свидетельствует об усилении amitotic процессов. Выявлены изменения показателей клеток белой крови: снижение общего количества лейкоцитов, подавление их фагоцитарной активности. Ртуть вызывает изменение тонкой структуры иммунокомпетентных клеток за счет нарушения проницаемости мембран и кальциевого баланса, заметное увеличение числа митозов и конденсацию ядерного хроматина.

Амплитуда колебаний низкочастотных электромагнитных полей сравнима с колебаниями геомагнитного поля Земли. Показано, что его изменения влияют на физиологические и биохимические показатели гидробионтов, в основном за счет действия на ионный обмен [2].

Немаловажным фактором является также температура среды, особенно – скорость ее изменения. Известно, что резкое повышение температуры среды обитания вызывает у рыб заморы, связанные с кислородным голоданием. Чувствительность рыб к скорости повышения температуры воды и верхняя граница термоустойчивости зависят от вида рыб, температуры акклимации, требовательности рыб к насыщению воды кислородом [3].

Цель исследования – определить характер изменения состава и соотношения различных типов клеток красной и белой крови у карася серебряного *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), получающего ртуть с кормом в течение месяца, а также последующего воздействия электромагнитного поля (ЭМП) промышленной частоты и температурного стресса.

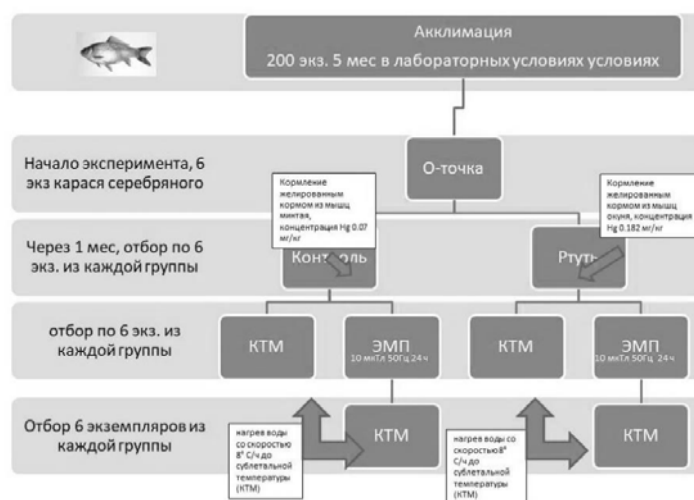
Эксперимент проводили в феврале–марте 2022 г. на 57 экземплярах сеголетков карася серебряного *Carassius gibelio* L., массой 3.49±0.76 г и длиной тела 5.38±0.33 см, выращенных на экспериментальной базе

«Сунога» ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН. Акклимированных в течение 5 месяцев к лабораторным условиям рыб разделили на несколько групп. Схема эксперимента представлена на рис. 1.

Рыб взвешивали, проводили биоанализ, после каудэктомии приготавливали мазки периферической крови, которые фиксировали этиловым спиртом и окрашивали по Романовскому–Гимза. На мазках подсчитывали состав и соотношение эритроцитов, лейкоцитов и тромбоцитов, результаты выражали в % [4].

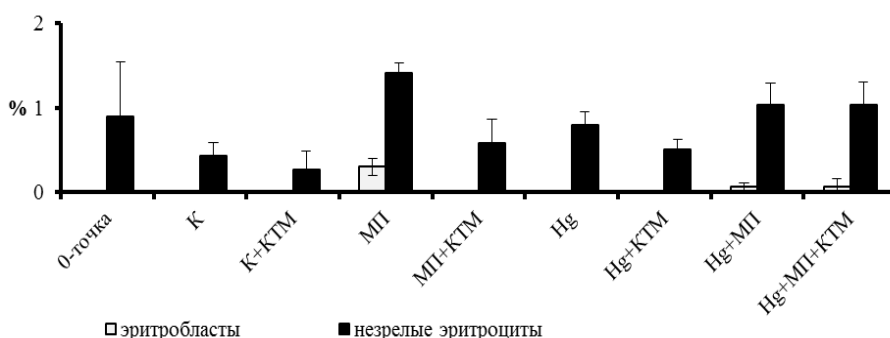
Все полученные данные подвергали статистической обработке в пакете программ Excel и Statistica.

Анализ показателей клеток красной и белой крови и тромбоцитов показал, что исследуемые факторы оказали влияние на показатели как клеток красной, так и белой крови и тромбоцитов.



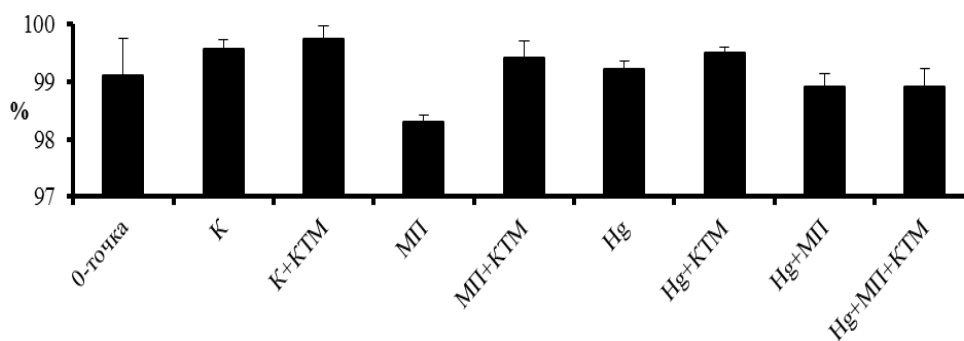
**Рис. 1.** Схема эксперимента. КТМ – критический температурный максимум, ЭМП – электромагнитное поле.

**Эритроциты.** Доли эритроцитов и незрелых эритроцитов существенно повысились у рыб, подвергнутых действию низкочастотного электромагнитного поля, ртути и сочетанного действия этих факторов (Рис. 2). При быстром нагреве воды (+КТМ) у этих групп рыб доля незрелых клеток снижалась. Доля зрелых эритроцитов больше всего снизилась под действием электромагнитного поля, в меньшей степени – при действии ртути и сочетания этих факторов (рис. 3). Нагрев воды вызвал увеличение доли зрелых клеток в крови. Следует отметить, что низкочастотное электромагнитное поле оказывается более сильным действующим фактором, но действующим однонаправленно с ртутью, тогда как сочетание их оказывает менее выраженное действие.

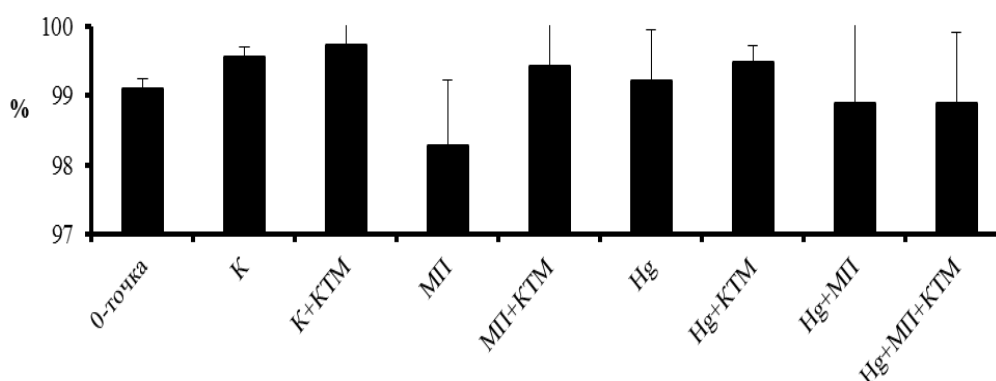


**Рис. 2.** Содержание эритроцитов и незрелых эритроцитов в периферической крови карася.

Примечание: Здесь и далее: К – контроль, К+КТМ – контроль и критический температурный максимум, МП – электромагнитное поле, МП+КТМ – электромагнитное поле и критический температурный максимум, Hg – ртуть, Hg+КТМ – ртуть и критический температурный максимум, Hg+МП – ртуть и электромагнитное поле, Hg+МП+КТМ – ртуть, электромагнитное поле и критический температурный максимум.



**Рис. 3.** Содержание зрелых эритроцитов в периферической крови карася.

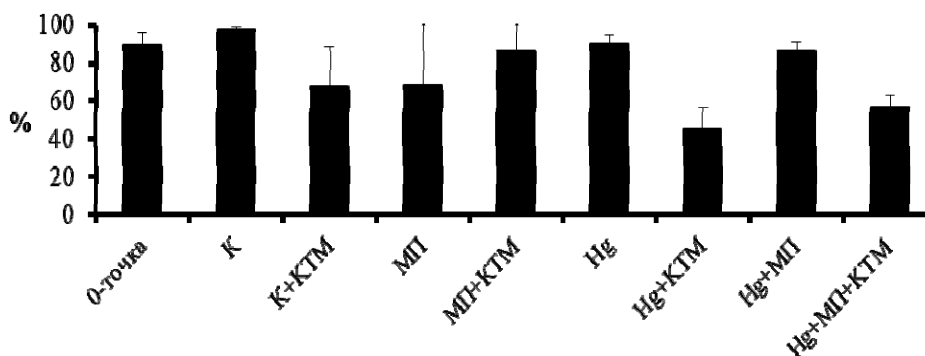


**Рис. 4.** Доля амитозов эритроцитов в периферической крови карася.

Амитозы эритроцитов считают одним из механизмов адаптации организма к дефициту кислорода в среде обитания. Быстрый нагрев воды делает недоступным на определенной стадии поглощение кислорода рыбами, несмотря на принудительную аэрацию воды, что подтверждается увеличением количества амитозов в крови (рис. 4) [4]. При действии ртути и сочетания ее с магнитным полем отмечено появление в крови незначительного количества (<1%) безъядерных клеток и микроцитов (до 2%).

Не обнаружено значимых различий в содержании микроядер в эритроцитах. Оно не превышало 4%, что находилось в пределах естественного мутагенеза [5].

**Лейкоциты.** Анализ полученных данных показал, что электромагнитное поле, ртуть и их сочетание действуют на рыб, как большинство неблагоприятных факторов, вызывая снижение доли лимфоцитов и увеличение доли гранулоцитов. Следует отметить, что нагрев рыб до критических для них температур вызвал разнонаправленную реакцию: в контрольной группе рыб и у рыб, питавшихся кормом с повышенным содержанием ртути, а также рыб, затем подвергнутых воздействию электромагнитного поля, доля лимфоцитов достоверно уменьшалась, тогда как у контрольных рыб, подвергнутых только действию электромагнитного поля, она повысилась. Сочетание воздействия ртути и электромагнитного поля также оказалось слабее, чем факторов по отдельности (рис. 5).



**Рис. 5.** Содержание лимфоцитов в периферической крови карася.

Изменение долей зрелых гранулоцитов в тех же условиях носило противоположный характер: при быстром нагреве их доли возрастали во всех вариантах опыта, кроме электромагнитного поля, где в среднем она уменьшалась более чем в 3 раза, но колебания доли между особями были существенными (рис. 6–7).

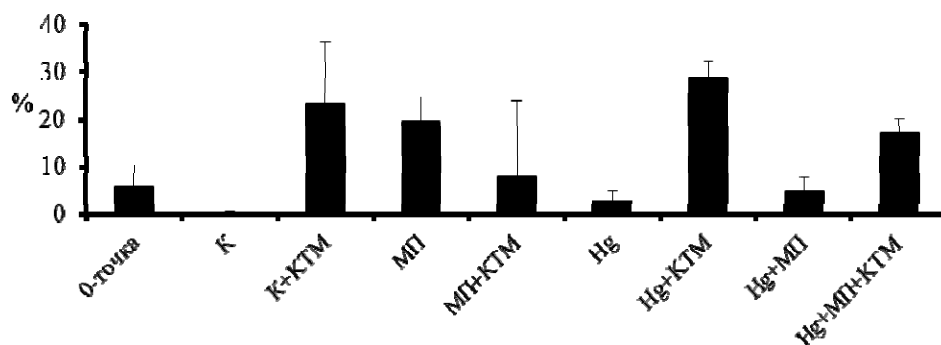


Рис. 6. Содержание палочкоядерных нейтрофилов в периферической крови карася.

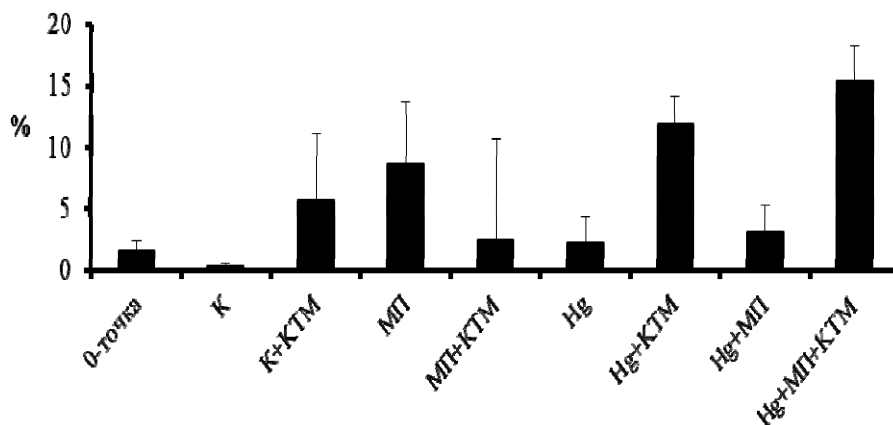


Рис. 7. Содержание сегментоядерных нейтрофилов в периферической крови карася.

Следует отметить, что ни накопление ртути, ни повышение температуры, ни электромагнитное поле не вызвали значимых изменений относительного количества тромбоцитов, тогда как на состав тромбоцитов изучаемые факторы влияние оказали. Доля округлых тромбоцитов снизилась, а веретеновидных возросла под действием ртути, электромагнитного поля и их сочетания. Нагрев рыб вызвал значимое изменение состава клеток только в контрольной группе рыб. Доля голаядерных тромбоцитов снижалась относительно контроля у рыб под действием ртути и повышалась под действием электромагнитного поля и сочетания его с действием ртути. Нагрев рыб, как правило, вызывал снижение долей голаядерных тромбоцитов, что могло быть связано с разрушением этого типа клеток, после действия на рыб электромагнитного поля и при сочетании действия ртути и магнитного поля, но при действии только ртути доля этих клеток в периферической крови рыб при нагреве повышалась.

Таким образом, как накопление рыбами ртути в результате получения корма с повышенным содержанием метилртути, так и действие низкочастотного электромагнитного поля, и повышение температуры оказали влияние на характеристики лейкоцитов, эритроцитов и тромбоцитов периферической крови сеголеток карася серебряного. Сочетание действия на рыб ртути и магнитного поля оказалось более слабым по сравнению с действием факторов по отдельности. Быстрый нагрев у рыб во всех вариантах опыта, как правило, вызывал снижение долей незрелых, и повышение долей зрелых эритроцитов и амитозов, снижение долей лимфоцитов и повышение долей гранулоцитов. Он не оказал влияния на относительное содержание тромбоцитов, но вызвал изменение их состава.

*Работа выполнена в рамках Государственного задания № 121050500046–8.*

*Авторы выражают благодарность Куливацкой Е.А., Подгорной В.А и Филиппову А.А. за помощь при сборе материала.*

#### Список литературы:

1. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // Успехи современной биологии. 2003. Т. 123. № 4. С. 401–408.
2. Канцерова Н.П., Ушакова Н.В., Крылов В.В., Лысенко Л.А., Немова Н.Н. Модуляция активности  $\text{Ca}^{2+}$ –зависимых протеиназ беспозвоночных животных и рыб при воздействии слабых низкочастотных магнитных полей // Биоорганическая химия. 2013. Т. 39. № 4. С. 418.

3. Голованов В.К. Температурные критерии жизнедеятельности пресноводных рыб. М.: Полиграф-плюс, 2013. 300 с.
4. Трофимов Д.Ю., Цельмович О.Л., Заботкина Е.А. Лейкоциты и тромбоциты периферической крови тюльки черноморско-каспийской (*Clupeonella cultriventris*, Nordmann 1840) Иваньковского и Угличского водохранилищ // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2022. № 100 (103). С. 17–34.
5. Изюмов Ю.Г., Таликина М.Г., Чеботарева Ю.В. Количество микроядер в эритроцитах периферической крови плотвы *Rutilus rutilus* (L.) и леща *Abramis brama* (L.) Рыбинского и Горьковского водохранилищ // Биология внутренних вод. 2003. № 1. С. 98–101.

## СПЕЦИФИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ИОННОЙ РЕГУЛЯЦИИ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ В НЕБЛАГОПРИЯТНЫХ УСЛОВИЯХ

Р.А. Запруднова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, zra@ibiw.ru*

На взрослом леще (*Abramis brama*) Рыбинского водохранилища в различных экологических условиях показано, что с уменьшением содержания кислорода в воде (гипоксия) концентрация калия в эритроцитах рыб увеличивалась, а магния – уменьшалась.

В качестве основного неблагоприятного фактора для рыб в настоящей работе рассмотрена гипоксия. В естественной среде мы наблюдали ярко выраженную гипоксию при заморах рыб зимой в маленьких речках, в том числе и на Суноге (содержание кислорода в воде было ниже 2–1 мг/л), в мелких глубоко промерзающих прудах (содержание кислорода в воде ниже 4–3 мг/л). При изучении режима растворенного кислорода в Рыбинском водохранилище [1] было показано, что концентрация кислорода в водохранилище редко достигала полного насыщения. Кроме того, в период температурной и кислородной стратификации его уровень в придонных слоях снижался до значений, опасных для жизнедеятельности гидробионтов, например, до 1–4 мг/л. Кроме того, возможно появление в водоемах сине-зеленых водорослей из-за стоков сельскохозяйственных отходов и других загрязнителей от различных предприятий, например, стоков производства мыльных порошков с фосфором. Помимо прямого снижения содержания кислорода в воде, наиболее выраженного после их массовой гибели, цианобактерии выделяют сильные токсины, влияющие на дыхательную и другие системы организма.

Ранее основное внимание обращали на неспецифические изменения в системе водно-солевого обмена при действии на рыб различных по природе, силе и продолжительности неблагоприятных факторов [2]. В данной работе выявляли зависимость между концентрацией ионов магния и калия в эритроцитах у леща и содержанием кислорода в воде, т.к. эти два эритроцитарных иона участвуют в дыхательных функциях организма. Ионы калия связаны с присоединением и отдачей кислорода гемоглобином: например, оксигемоглобин вытесняет угольную кислоту из её калиевой соли. Реакция идет следующим образом:  $\text{Hb} + \text{O}_2 + \text{KHCO}_2 = \text{KHbO}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3$ . Вероятно, главное назначение ионов калия в гемоглобиновой системе состоит в создании оптимальных условий для функционирования гемоглобина при конкретном напряжении кислорода в крови. В литературе встречаются противоречивые данные о влиянии гипоксии на концентрацию калия в эритроцитах, однако преобладающая тенденция в работах указывает на обратную связь этих двух показателей. Например, известно [3], что высокая концентрация калия в эритроцитах рыб коррелирует с повышенным содержанием дезоксигемоглобина, а низкая – с повышенным количеством оксигемоглобина. Изучение различных видов пресноводных и морских рыб выявило высокую концентрацию калия в эритроцитах у видов, устойчивых к гипоксии [4].

Важным свойством эритроцитарного магния является положительный модулирующий эффект на сродство гемоглобина к кислороду. Вероятно, с этим свойством связано главное значение ионов магния в гемоглобиновой системе. Эти ионы могут играть некоторую роль в сдвиге диссоционной кривой влево у факультативных анаэробов в сравнении с видами, менее устойчивыми к гипоксии. Выявлен также значительно больший положительный модулирующий эффект на сродство гемоглобина к кислороду ионов магния у всех видов рыб во время стрессовых нагрузок, в том числе при акклимации к лабораторным условиям. Можно предположить, что увеличение концентрации магния в эритроцитах является одним из молекулярных механизмов дыхательной системы, обеспечивающих снижение потребления кислорода рыбами [5, 6].

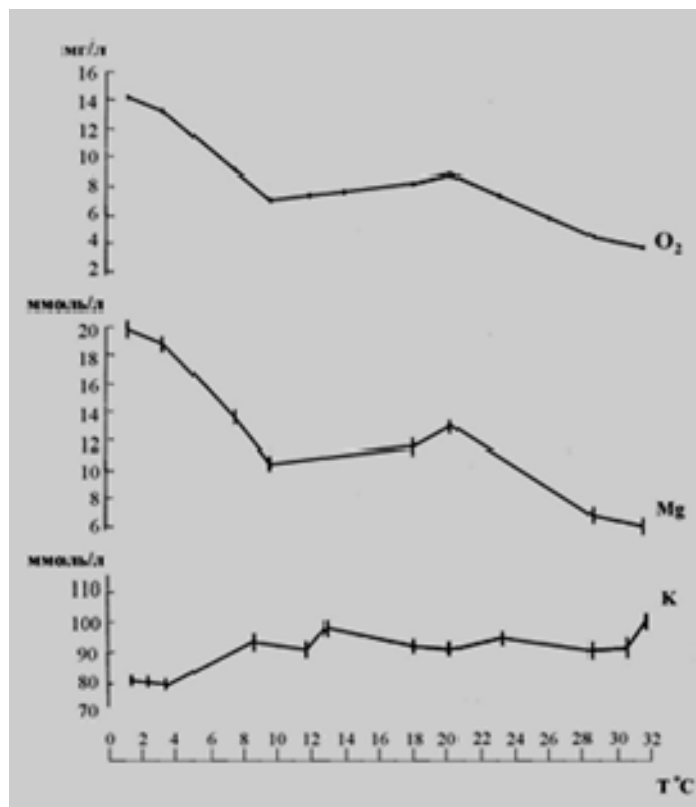
В настоящей работе использовали половозрелого и близкого к половозрелости леща (*Abramis brama*) Рыбинского водохранилища. Для анализа концентрации ионов в эритроцитах использовали приборы Flapho-4 и AAS-1 (Германия). Содержание кислорода в воде измеряли прибором YSI (США). В нашей работе влияние гипоксии сочеталось с действием других неблагоприятных факторов, которые в том числе и вызывали гипоксию. В работе использовали: 1) содержание рыб в различных температурах воды, включая высокую (что наблюдали на тепловых станциях); 2) содержание рыб зимой в мелких глубоко промерзающих



прудах на экспериментальной базе Сунога; 3) содержание лещей в ограниченном объеме воды (соотношение массы рыбы и воды 1:5–1:10) при аутогенной гипоксии, т.е. при сильном остром стрессе; 4) изучали также влияние оцепенения (или сниженной двигательной активности и уменьшения при этом потребления кислорода) в низких температурах.

В настоящей работе главное внимание уделено эритроцитарным ионам калия и магния, однако изучались и другие электролиты, например, уровень ионов натрия и кальция в красных кровяных тельцах.

С повышением температуры воды от 0.1 до 31°C (когда содержание кислорода в воде уменьшалось почти в 3 раза) концентрация магния в эритроцитах леща уменьшалась в 4 раза, а калия увеличивалась почти в 1.3 раза (рис).



**Рисунок.** Концентрация ионов калия и магния в эритроцитах леща при различных температурах воды и соответствующим им содержанием кислорода в воде.

Зимой в мелких глубоко промерзающих прудах, когда гибла основная часть рыб, а содержание кислорода в воде было менее 4–3 ммоль/л, концентрация калия в эритроцитах у оставшихся живыми особей приближалась к 110 ммоль/л.

При сильном остром стрессе при аутогенной гипоксии через 1–2 часа содержания рыб в ограниченном объеме воды концентрация калия в эритроцитах увеличивалась примерно на 10%, а магния уменьшалась почти на 40%.

Кроме того, в одинаковых температурных условиях (1–2°C) выявлено, что у рыб в оцепенении (т.е. с уменьшенными потребностями в кислороде) концентрация калия в эритроцитах снижена в 1.7 раза, а магния увеличена в 2 раза в сравнении с рыбами с нормальной двигательной активностью. При этом концентрация ионов натрия и кальция в эритроцитах у этих двух групп рыб была практически одинаковой.

Таким образом, обобщая полученные данные, можно заключить, что в различных условиях при содержании кислорода в воде 3–5 мг/л и ниже, 7–9мг/л и 12–14мг/л концентрация калия в эритроцитах леща составляла, соответственно, 99–110 ммоль/л, 87–96ммоль/л, 60–74 ммоль/л, а концентрация магния, соответственно, 6–7, 10–12 и 17–19 ммоль/л. Таким образом, существует обратная зависимость между концентрацией калия в эритроцитах рыб и содержанием кислорода в воде и прямая – между уровнем магния в красных кровяных клетках и количеством кислорода в воде.

#### Список литературы:

1. Степанова И.Э. Качество воды Рыбинского водохранилища: режим растворенного кислорода. // Водное хозяйство России. 2016. №5. С23–34.

- Запруднова Р.А., Гарина Д.В. Ионная регуляция у животных и человека при стрессе: сравнительные аспекты // Научное обозрение. Биологические науки. 2022. №4. С. 32–43.
- Jensen F.B. Influence of hemoglobin conformation, nitrite and eicosanoids on K<sup>+</sup> transport across the carp red blood cell membrane // 1992. J. Exp. Biol. V. 171. P. 349–371.
- Запруднова Р.А. Эритроцитарные катионы в адаптационных процессах у окуня *Perca fluviatilis* L. (*PERCIDAE*) // Труды Карельского научного центра РАН. 2017. № 12. С.57–62.
- Запруднова Р.А. Камшилов И.М. Межвидовые различия дыхательных функций эритроцитов некоторых пресноводных рыб // Вопросы ихтиол. 2008. №4. С.553–562.
- Запруднова Р.А. Участие эритроцитарного магния в стрессорных реакциях рыб // Труды ИБВВ РАН. 2019. Вып.88. С.29–40.

## ВЛИЯНИЕ СТОКОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОБЫКНОВЕННОГО СИГА ОЗ. ИМАНДРА (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)

И.М. Королева<sup>1</sup>, Е.А. Заботкина<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт проблем промышленной экологии Севера Кольский НЦ РАН,  
184209, Апатиты Мурманской обл. Академгородок, д. 14 а, koririn@yandex.ru

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Борок Ярославская обл.,

Рассмотрены морфофизиологические характеристики периферической крови и иммунокомпетентных органов озераного малотычинкового сига, обитающего в различных по типу загрязнения заливах (губах) оз. Имандра. Впервые проанализированы лейкограммы мазков-отпечатков почек, селезенки и печени, что позволило определить иммунный статус сига на уровне клеточного звена. В периферической крови выявлен сдвиг лейкоцитарной формулы в сторону усиления миелопоэза и подавления лимфопоэза.

Озеро Имандра одно из крупнейших в Заполярье: длина озера 109 км, средняя ширина – 3.19 км, площадь с островами – 880.4 км<sup>2</sup>. Общая площадь водосбора озера составляет 12300 км<sup>2</sup> [1]. В северной части водоема, Большой Имандре, за последние 90 лет значительно изменился гидрохимический режим, причиной чему было поступление сточных вод горнодобывающих и перерабатывающих предприятий, хозяйственно-бытовых стоков населенных пунктов и выход загрязняющих веществ из донных отложений. В водоем вносятся взвешенные вещества, нефтепродукты и другие поллютанты (Al, Sr, Ni, Cu, органические соединения). Сток загрязнений имеет выраженное направление с севера (плес Большая Имандра) на юг (плес Йокостровская Имандра).

С 1938 г. функционирует комбинат «Североникель», включающий плавильный комплекс по получению меди, никеля, кобальта, а также золота, серебра, платины и селена. Сточные воды поступают в оз. Нюндъявр и далее в северо-западную часть оз. Имандра – губу Монче, переходящую в Рижгубу. Объем сточных вод в период 1976–2020 гг. изменялся от 27.25 до 12.08 млн. м<sup>3</sup>/год [1]. В губу Монче одновременно со стоками «Североникеля» поступают хозяйственно-бытовые стоки г. Мончегорска (около 4.78 млн. м<sup>3</sup>/год).

В 1929 г. был введен в строй Апатитовый рудник, в 1931 г. – первая обогатительная фабрика (АНОФ–1), что положило начало развитию апатито-нефелиновой промышленности в Заполярье. В настоящее время АО «Апатит» (кластер Группы «ФосАгро») – крупнейший в Европе производитель фосфорсодержащих удобрений, фосфорной и серной кислот. Водоотведение хозяйственно-бытовых вод городов Кировск и Апатиты (около 14,7 млн м<sup>3</sup>/год) осуществляется по р. Жемчужная и далее по р. Белая в губу Белую оз. Имандра.

В период исследования (2003 г.) сброс сточных вод ОАО «Апатит» составил 135.6 млн. м<sup>3</sup>, из них: загрязненных недостаточно очищенных – 118.59 млн.м<sup>3</sup>. С промплощадки Североникель ОАО «Кольская ГМК» в 2003 году сброшено в природные водоемы 16.29 млн. м<sup>3</sup> недостаточно-очищенных сточных вод, в т.ч. – оз. Нюд–Явр –15,7 млн. м<sup>3</sup> (табл. 1) [2].

Таблица 1. Сброс характерных загрязняющих веществ (т) в 2003 г.

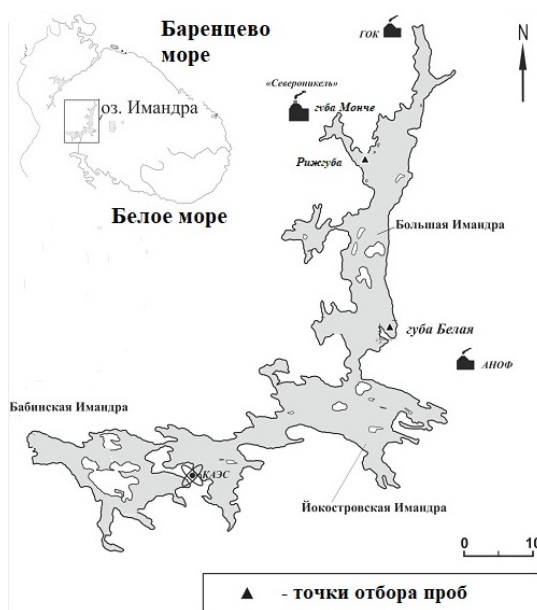
Объем ст.вод млн.м <sup>3</sup>	БПК полн.	Взвеш. в-ва	Сульфаты	Хлориды	Нитраты/ Азот аммонийный*	Нитриты/ Кобальт*	Нефтепродукты/ Никель*	Фтор/ Медь*
р. Белая								
15.6	23.0	159.0	2945	60.0	12.4	2.8	1.0	104.7
оз. Нюд-Явр*								
15.7	60.8	158	26886	6119	3.6	0.26	8.65	2.0

Примечание; \* - показатели по оз. Нюд-Явр

Обыкновенный сиг является широко распространенным видом в оз. Имандра, образует достаточно обособленные и приуроченные к определенным местам обитания стада, что позволило использовать его в качестве тест-объекта при ихтиотоксикологических исследованиях. Первые материалы по исследованию его гематологических характеристик были начаты в 70-х гг. прошлого столетия [3].

Целью данной работы явилось изучение некоторых морфофизиологических характеристик периферической крови и иммунокомпетентных органов малотычинковой формы обыкновенного сига *Coregonus lavaretus* (L.), обитающего в оз. Имандра в условиях разнотипного загрязнения.

Материалы для данного исследования были собраны в северной части водоема – плесе Большая Имандра. Озерный сиг отлавливался в августе 2003 г. ставными жаберными сетями (размер ячеи от 10 до 50 мм). У рыб измерялись масса и длина, определялись пол, стадия зрелости гонад, степень наполнения желудка. Отбор биологического материала производился у живых или недавно уснувших рыб. Кровь набирали капилляром из гемального канала после каудэктомии. Определение общего содержания гемоглобина осуществлялось с помощью гемометра Сали. Для подсчета числа эритроцитов в камере Горяева 0.02 мл крови фиксировались в 4 мл раствора Хендрикса (сульфат натрия (20 г), хлористый натрий (5 г), лимоннокислый натрий трехзамещенный (3 г), ледяная уксусная кислота (100 мл), вода дистиллированная до 1 л). Затем из капли крови приготавливали мазок, после высушивания на воздухе его фиксировали этиловым спиртом и в дальнейшем окрашивали по Романовскому [4].



**Рис. 1.** Карта – схема расположения станций отбора ихтиологических проб.

После вскрытия рыб приготавливали мазки-отпечатки головной и туловищной почек, селезенки и печени, которые фиксировали и окрашивали как и мазки крови.

На мазках периферической крови определяли состав и соотношение эритроцитов, тромбоцитов и лейкоцитов, проводили морфометрическое исследование эритроцитов. На мазках-отпечатках органов определяли состав и соотношение лейкоцитов [4].

Состав эритроцитов рассчитывали при подсчете 500 клеток и выражали в %. Для расчета морфометрических характеристик эритроцитов измеряли большой и малый диаметры клетки (в мкм) и ядра (в мкм). Площадь клетки и ядра рассчитывали как  $S = \pi L_1 \times L_2 / 4$ , где  $L_1$  – большой диаметр,  $L_2$  – малый диаметр. Ядерно-цитоплазматическое отношение рассчитывали как  $ЯЦО = S_{\text{ядра}} / (S_{\text{клетки}} - S_{\text{ядра}})$ . Индекс формы клетки:  $Иф = L_2 / L_1$ , где  $L_2$  и  $L_1$  – малый и большой диаметры клетки [5]. Сдвиг лейкоцитов рассчитывали как отношение всех гранулярных лейкоцитов к агранулярным (лимфоцитам и моноцитам).

Результаты представлены в виде среднего значения и ошибки средней  $M \pm \sigma$ . Результаты ( $M \pm \sigma$ ) сравнивали в пакете Statistica. Статистическую обработку результатов исследования осуществляли по алгоритмам, реализованным в пакете программ Statistica v. 6.0, с использованием  $t$ -теста. Различия считали значимыми при  $p \leq 0.05$ .

Отлов сига производился в северной части Имандры, испытывающей наиболее интенсивное воздействие предприятий горнодобывающей и горно-перерабатывающей промышленности, в заливах Рижгуба и губа Белая (рис. 1). В Рижгубе средняя навеска рыб составила 277 г (мин. 216, макс. 513) при длине по Смитту ( $L_s$ ) 27.9 см (мин. 26.5, макс. 32.2). Все сиги имели II или III стадию зрелости гонад, соотношение полов практически равное. Возрастной ряд насчитывал 3 группы – четырех, пяти и шестилетние особи. В губе Белая средняя навеска рыб составила 253 г (мин. 226, макс. 388) при длине по Смитту 27.3 см (мин. 26.1, макс. 30.5). Гонады находились на II, III и, единично, на IV стадии зрелости. Соотношение самок и самцов было равным. В улове присутствовали пяти и шестилетние особи.

**Характеристика периферической крови.** Содержание гемоглобина у сигов из Рижгубы в среднем составило 86 г/л с размахом колебаний 60–122 г/л. Сиги из губы Белая имели более высокие показатели – 117 г/л, пределы варьирования от 94 до 132 г/л. Общее содержание эритроцитов в обеих выборках было равно 1 млн./мм<sup>3</sup>. *Состав эритроцитов* крови сигов из губы Белая отличался от такового у сигов из Рижгубы более низкими долями незрелых и более высокими долями зрелых эритроцитов при сравнимых долях эритробластов. Размеры эритроцитов у рыб из Белой губы были крупнее (табл. 2), что особенно показательно при сравнении площадей клеток. Микроциты отмечены только у рыб из Рижгубы. Содержание микроядер в эритроцитах рыб из обоих мест лова не превышало 1–2 %, амитозы отсутствовали.

Анализ состава лейкоцитов крови показал, что у сигов из Рижгубы доминирующую роль играют нейтрофилы, на чью долю пришлось более половины всех клеток. В норме лейкоцитарная формула периферической крови сига имеет лимфоидный профиль с содержанием лимфоцитов от 70 до 95%. В районе Рижгубы наблюдалось снижение доли лимфоцитов до 38%, при этом высокой была доля моноцитов (6.7%). В зоне влияния стоков апатитоневелинского производства (губа Белая) у рыб кровь имела более выраженный лимфоидный характер, хотя и здесь их содержание немногим выше половины всего количества лейкоцитов.

При сопоставлении лейкоцитарного профиля в обеих выборках видно, что сиги из Рижгубы имеют более низкие доли лимфоцитов, и более высокие доли моноцитов и нейтрофилов. Содержание гемоцитобластов и эозинофилов практически равное (рис. 2, табл. 2). Сдвиг лейкоцитов в 1.5 раза выше у сигов из Рижгубы –  $1.50 \pm 0.93$  и  $1.02 \pm 0.77$ , соответственно.

Средний показатель относительного количества *тромбоцитов* у сигов из Рижгубы ниже по сравнению с сигами из губы Белая –  $21.52 \pm 3.94$  и  $34.73 \pm 26.35$ .

Таблица 2. Состав, соотношение и морфометрические показатели эритроцитов в периферической крови сигов

Показатель	губа Рижгуба	губа Белая
Эритроциты (%)		
Эритробласты	$0.85 \pm 0.39$	$0.39 \pm 0.19$
Незрелые эритроциты	$3.46 \pm 0.37$	$1.62 \pm 0.22^*$
Зрелые эритроциты	$95.68 \pm 0.56$	$97.99 \pm 0.40^*$
Микроциты	$1.15 \pm 0.51$	0
Морфометрические характеристики эритроцитов		
Малый диаметр клетки, мкм	$10.22 \pm 0.70$	$10.69 \pm 0.88$
Большой диаметр клетки, мкм	$15.27 \pm 0.90$	$17.04 \pm 0.40$
Малый диаметр ядра, мкм	$4.73 \pm 0.50$	$4.91 \pm 0.48$
Большой диаметр ядра, мкм	$7.20 \pm 0.59$	$7.47 \pm 0.43$
Площадь клетки, мкм <sup>2</sup>	$122.86 \pm 11.49$	$144.44 \pm 12.83^*$
Площадь ядра, мкм <sup>2</sup>	$26.91 \pm 4.15$	$28.87 \pm 3.89$
ЯЦО, усл. ед.	$0.28 \pm 0.06$	$0.25 \pm 0.05$
Индекс формы клетки, усл. ед.	$0.67 \pm 0.06$	$0.64 \pm 0.05$

Примечание: \* – различия достоверны при  $p \leq 0.05$



Рис. 2. Лейкограмма периферической крови сигов из зон загрязнения (оз. Имандра).

**Характеристика лейкоцитов в иммунокомпетентных органах.** Исследование состава и соотношения лейкоцитов на мазках–отпечатках иммунокомпетентных органов показало, что во всех органах наибольшую долю составляли лимфоциты (табл. 3). В селезенке и почках на их долю приходилось более 60%, в печени они составляли половину от всех лейкоцитов. Это было характерно для сигов из Рижгубы и губы Белая.

Доли гемоцитобластов были наибольшими в головном и туловищном отделе почек, что согласуется с ролью почек, как одного из главных органов лейкопоза. В печени количество этих клеток было минимальным и именно по ним наблюдалась значительная разница – у сигов из губы Белая гемоцитобластов было в 3 раза больше, чем у рыб из Рижгубы. Наибольшее количество моноцитов зафиксировано в печени: от 16% (в Рижгубе) до 20% (в губе Белой) и в селезенке: от 13.5% до 8%, соответственно. Доля нейтрофилов в обоих отделах почек и в селезенке колебалась от 19 до 24%, за исключением селезенки у сигов из губы Белая, где их содержание было наименьшим (13%). Количество нейтрофилов в печени сигов из Рижгубы достигало 31%, что в 1.7 раз больше такового для рыб из губы Белой. Количество эозинофилов в почке и селезенке не превышало 3%, чаще 1.2–1.6%, различия по районам были незначительны. И лишь в печени сигов из губы Белая наблюдалось аномально высокое их содержание – 11%, что почти в 3 раза выше, чем в Рижгубе. Плазматические клетки отсутствовали в печени, в селезенке на их долю приходилось менее 1%. В головной и туловищной почках их содержание было близким – от 2 до 4%, достоверные различия между районами не выявлены (табл. 3).

Таблица 3. Состав и соотношение лейкоцитов в крови и иммунокомпетентных органах сигов плеса Большая Имандра(%)

Показатель	Периферическая кровь	Головной отдел почки	Туловищный отдел почки	Селезенка	Печень
Гемоцитобласты	<u>2.42±0.93*</u> 2.29±1.38	<u>4.90±1.92</u> 3.47±1.81	<u>5.63±3.16</u> 4.82±3.23	<u>2.31±1.83</u> 1.86±1.87	<u>0.27±0.47</u> 0.96±1.01
Лимфоциты	<u>37.66±18.15</u> 52.64±28.46	<u>67.46±6.19</u> 63.29±3.08	<u>64.88±11.60</u> 68.91±6.0	<u>60.37±6.80</u> 74.84±7.20	<u>47.83±13.43</u> 53.92±8.08
Моноциты/ макрофаги	<u>6.70±2.33</u> 2.65±1.62	<u>3.80±0.97</u> 4.14±1.21	<u>5.06±2.42</u> 4.51±2.08	<u>13.46±4.69</u> 7.92±4.08	<u>15.95±4.2</u> 19.66±3.22
Плазматические клетки	–	<u>2.49±1.70</u> 3.66±0.41	<u>2.32±0.70</u> 1.86±0.63	<u>0.83±0.56</u> 0.87±0.25	<u>0</u> 0
Миелоциты	<u>14.88±8.11</u> 5.42±2.88	<u>7.56±5.61</u> 9.73±2.28	<u>5.66±3.32</u> 8.74±4.23	<u>3.88±2.10</u> 3.35±2.24	<u>1.82±3.31</u> 0
Метамиелоциты	<u>16.96±5.56</u> 18.96±13.60	<u>4.24±1.79</u> 9.64±4.12	<u>5.50±2.37</u> 6.76±2.45	<u>5.48±2.88</u> 4.33±3.16	<u>4.75±4.65</u> 5.75±3.00
Палочкоядерные нейтрофилы	<u>10.69±5.51</u> 7.69±6.29	<u>5.05±3.30</u> 2.22±1.47	<u>4.89±2.77</u> 1.17±1.22	<u>6.26±1.84</u> 3.10±2.48	<u>9.45±3.69</u> 5.28±4.99
Сегментоядерные нейтрофилы	<u>9.70±5.56</u> 9.36±6.40	<u>2.22±1.26</u> 2.22±0.73	<u>3.38±1.80</u> 2.06±2.0	<u>5.97±4.77</u> 2.36±1.02	<u>15.53±7.56</u> 8.58±2.71
Эозинофилы	<u>1.00±0.82</u> 0.99±0.02	<u>1.40±1.32</u> 1.64±1.40	<u>2.70±2.32</u> 1.18±1.01	<u>1.44±0.95</u> 1.37±1.79	<u>3.89±3.26</u> 11.11±4.25

Примечание: \* – в числителе рыбы их Рижгубы, в знаменателе – из губы Белая.

Результаты исследования показали, что действие сточных вод предприятий цветной металлургии горнопромышленного комплекса привело к развитию неспецифической стрессовой реакции. У сигов из районов слабого воздействия сточных вод медно–никелевого комбината (Рижгуба) уровень гемоглобина, размер эритроцитов, количество зрелых эритроцитов, тромбоцитов и лимфоцитов (в периферической крови) были ниже, чем у сигов из района, достаточно интенсивно загрязняемого сточными водами апатито–нефелинового производства (губа Белая). Только в этой группе были обнаружены микроциты. Анализ лейкограммы иммунокомпетентных органов показал, что у сигов из Рижгубы по сравнению с рыбами из губы Белой более низкие значения установлены для количества нейтрофилов в головной почке, лимфоцитов – в селезенке, гемоцитобластов и эозинофилов – в печени. Вместе с тем, у них заметно выше содержание моноцитов в селезенке и нейтрофилов в печени.

Гематологические показатели у сигов из губы Белая были ближе к показателям, рекомендованным как региональная физиологическая норма [6], установленной на исследовании сигов из условно–фоновых субарктических водоемов. Тем не менее, доля нейтрофилов в периферической крови существенно выше, чем в незагрязненных озерах.

На уровне клеточного звена иммунитета неблагополучие в состоянии здоровья рыб проявилось в сдвиге лейкоцитарной формулы в сторону усиления миелопоэза и подавления лимфопоэза в периферической крови.

*Работа выполнена в рамках государственного задания № 1021051803677–1 и 121050500046–8.*

#### Список литературы:

1. Экологическое состояние озера Имандра. Изд–во Кольский науч. центр, Апатиты. 2023. 221 с.
2. Доклад о состоянии и охране окружающей среды Мурманской области в 2003 году. Управление природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по Мурманской области. г. Мурманск, 2004. 138 с.

3. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. 2002 / Под ред. Т.И. Моисеенко. М.: Наука. 403 с.
4. Методические указания по проведению гематологического обследования рыб. № 13–4–2–/1487. Министерство сельского хозяйства. 1999 г. <https://gov.cap.ru/home/65/aris/bd/vetzac/document/201.html>
5. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б., Середняков В.Е., Нестерова Т.А. Экологическая пластичность гематологических показателей пресноводных костистых рыб // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2015. № 72 (75). С. 16–29.
6. Королева И.М. Гематологические показатели сига обыкновенного *Coregonus lavaretus* в водоёмах Кольского севера // Труды ВНИРО. 2016. Т. 162. С. 37–46.

## ВЛИЯНИЕ ГЛИФОСАТА И ИМИДАКЛОПРИДА НА СЕРДЕЧНЫЙ РИТМ *DANIO RERIO* И *DAPHNIA MAGNA*

Т.Ф. Лукьянов<sup>1</sup>, В.И. Коржевина<sup>1</sup>, А.С. Мачихин<sup>3</sup>, А.В. Гурылева<sup>3</sup>, А.Б. Бурлаков<sup>3,4</sup>, В.В. Крылов<sup>2,3\*</sup>

<sup>1</sup>Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова, ул. Советская, 14, г. Ярославль, 150003,

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
п. Борок, 109, Некоузский р-н, Ярославская обл., 152742

<sup>3</sup>Научно-технологический центр уникального приборостроения РАН, ул. Бутлерова, 15, Москва, 117342

<sup>4</sup>Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,  
Ленинские горы, д. 1, стр. 12, г. Москва, 119991, [kryloff@ibiw.ru](mailto:kryloff@ibiw.ru)

Недавно предложенная для токсикологии неинвазивная регистрация оптическими методами и последующая оценка изменений частоты сердечных сокращений и вариабельности сердечного ритма была апробирована в экспериментах с *Daphnia magna* и эмбрионами *Danio rerio*, экспонированными в растворах глифосата (20 мг/л, 2 мг/л, 0.2 мг/л и 0.02 мг/л) и имidakлоприда (30 мг/л, 3 мг/л, 0.3 мг/л и 0.03 мг/л). Установлено, что регистрация показателей сердечной деятельности этих тест-объектов может применяться для быстрого определения токсичности растворов ксенобиотиков. Были заметны различия в реакции исследованных животных на предъявляемые воздействия. Чувствительность использованного метода превышает чувствительность подходов, оценивающих острую токсичность, но уступает длительным хроническим тестам.

С развитием прикладной науки и промышленности возрастает количество и объемы ксенобиотиков, привносимых в окружающую среду. Часть этих соединений токсична, то есть может оказать пагубное воздействие на физиологические процессы и размножение живых организмов. Для оценки токсичности проводят процедуру биотестирования, основанную на регистрации гибели, изменений репродукции, физиологических или поведенческих показателей тест-объектов – легко культивируемых и чувствительных к разным воздействиям видов животных и растений. Различают хроническую и острую токсичность. Острая токсичность определяется в краткосрочных экспериментах на основе гибели 50% и более особей, подвергнутых экспозиции. Хроническая токсичность определяет нелетальные эффекты токсикантов в продолжительных экспериментах. Длительность таких экспериментов в настоящее время – одна из основных проблем токсикологии. Для её решения в последнее время предложено несколько подходов, обладающих высокой чувствительностью и относительно небольшим сроком выполнения всех экспериментальных процедур.

Одним из таких чувствительных подходов является неинвазивная регистрация оптическими методами и последующая оценка изменений частоты сердечных сокращений и вариабельности сердечного ритма в ответ на действие токсикантов. Для этих целей используют прозрачные тест-объекты. Чтобы понять, соотносятся ли результаты такой оценки с результатами классических тестов на хроническую токсичность, необходимы исследования на хорошо изученных тест-объектах, для которых есть исчерпывающая информация о реакции на различные вещества в хронических токсикологических опытах. Среди таких тест-объектов можно выделить ветвистоусых рачков *Daphnia magna* и карповых рыб *Danio rerio*. У представителей первого вида внешние покровы прозрачны на протяжении всего онтогенеза, данио прозрачны на стадии эмбриона, что позволяет использовать эти тест-объекты для неинвазивной регистрации частоты сердечных сокращений оптическими методами.

Одним из наиболее актуальных направлений токсикологических исследований является оценка хронической токсичности пестицидов, широко применяемых в сельском хозяйстве. В настоящее время в больших количествах применяются имidakлоприд и глифосат. Первое вещество – это неоникотиноид, используемый в качестве инсектицида. Иமாகлоприд поражает центральную нервную систему насекомых за счет связывания никотина с ацетилхолиновыми рецепторами, что вызывает паралич жизненно необходимых центров [1]. Глифосат – один из наиболее распространенных гербицидов широкого спектра действия. Это вещество ингибирует синтазу в шикиматном пути, ответственную за синтез растениями ароматических аминокислот [2].

Целью работы было оценить изменения частоты сердечных сокращений и вариабельности сердечного ритма у ювенильных особей *D. magna* и эмбрионов *D. rerio* в ответ на разное по продолжительности воздействие гербицида глифосат и инсектицида имидаклоприд.

Культуры *D. magna* и *D. rerio* содержались в Институте биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина в условиях, соответствующих стандартным протоколам. Для экспериментов с *D. magna* из синхронизированной культуры отбирали особей среднего размера в возрасте 4–5 дней. В экспериментах с *D. rerio* использовали эмбрионы, полученные после нереста рыб.

В экспериментах использовали водные растворы глифосата с концентрацией 20 мг/л, 2 мг/л, 0.2 мг/л и 0.02 мг/л и имидаклоприда с концентрацией 30 мг/л, 3 мг/л, 0.3 мг/л и 0.03 мг/л. Для приготовления растворов использовали культивационную воду.

Дафний отлавливали пипеткой и группами по 10 особей помещали в стаканы с растворами по мере увеличения концентрации с интервалом в 20 минут, начиная с контроля. Через 1, 3 и 24 часа рачков перемещали на часовое предметное стекло и производили фотосъемку области сердца у особей, в той же очередности, в которой они помещались в растворы. В экспериментах с *D. rerio* эмбрионы по одному помещали в чашки Петри диаметром 50 мм, заполненные исследуемыми растворами. Регистрацию сердцебиений у эмбрионов данио проводили через 30 мин, 5 ч и 24 ч с начала экспозиции.

Для регистрации сердцебиений использовали световой микроскоп Olympus CX-35, оборудованный монохромной CMOS-камерой The Imaging Source DMK 33UX250. Расположив сердце в поле зрения, регистрировали серию фотоснимков в количестве 2000 изображений (разрядность 12 бит, разрешение 1920x1080 пикселей) со скоростью 100 кадров в секунду. Для каждой концентрации в каждой временной точке были сняты от 6 до 12 тест-объектов.

Обработку полученных кадров проводили при помощи специального программного обеспечения, разработанного в Научно-технологическом центре уникального приборостроения РАН, по описанному в предыдущих статьях алгоритму [3]. Программное обеспечение строило фотоплетизмограмму, выводило и показатели сердечного ритма: частоту сердечных сокращений (уд/мин), средний интервал между сокращениями (мс), разницу между максимальным и минимальным интервалами сердечных сокращений (мс), отношение максимального и минимального интервалов сердечных сокращений, RMSSD (показатель вариабельности сердечного ритма, равный квадратному корню из среднего значения квадратов последовательных различий между соседними NN интервалами) и коэффициент вариации частоты сердечных сокращений (CV).

**Глифосат.** После экспозиции дафний в исследуемых растворах глифосата в течение 1 часа, значимых отклонений исследуемых показателей от контроля выявлено не было. При этом частота сердечных сокращений рачков в растворе глифосата с концентрацией 20 мг/л заметно снизилась, а по показателю RMSSD эта группа отличалась от контроля на уровне статистической тенденции ( $p = 0.077$ ).

В группе дафний, содержащейся в растворе глифосата с концентрацией 20 мг/л, значимо возрастала частота сердечных сокращений по сравнению с контролем после 3 часов экспозиции. Показатели вариабельности ритма при этом снижались, но различия были статистически незначимы.

Длительная экспозиция рачков в растворах глифосата с концентрацией 0.2 мг/л, 2 мг/л и 20 мг/л в течение 24 часов приводила к снижению частоты сердечных сокращений и увеличению вариабельности ритма, но статистически значимые отличия от контроля были показаны только для групп 0.2 мг/л и 20 мг/л.

Экспозиция эмбрионов *D. rerio* в растворах глифосата на вызвала значимых изменений исследуемых показателей по сравнению с контролем. Но при этом было заметно незначительно снижение частоты сердечных сокращений во всех группах после длительной экспозиции в течение 24 часов.

**Имидаклоприд.** Экспозиция дафний в исследуемых растворах имидаклоприда с концентрацией 0.03, 0.3, 3 и 30 мг/л в течение 1 и 3 часов не привела к статистически значимым отклонениям от контроля оцениваемых показателей. После длительной экспозиции рачков в растворе имидаклоприда с концентрацией 30 мг/л частота сердечных сокращений была значимо ниже, а показатели вариабельности сердечного ритма значимо выше контрольных значений.

В экспериментах с эмбрионами *D. rerio* значимое снижение частоты сердечных сокращений также регистрировали в растворе имидаклоприда с концентрацией 30 мг/л. Однако, в отличие от дафний, этот эффект проявлялся при любой длительности экспозиции. Снижение частоты сердечных сокращений в этих группах сопровождалось значимым увеличением вариабельности ритма. Растворы имидаклоприда меньших концентраций незначимо влияли на частоту сердечных сокращений и вариабельность сердечного ритма *D. rerio*.

Полученные результаты указывают, что регистрация показателей сердечной деятельности гидробиологических тест-объектов может применяться для быстрого определения токсичности растворов ксенобиотиков. Однако заметны различия в реакции исследованных животных на предъявляемые воздействия, обусловленные, вероятно спецификой влияния имидаклоприда и глифосата на представителей разных таксонов. Сравнение полученных результатов с имеющимися литературными данными [4,5] показывает, что использованный метод, основанный на неинвазивной регистрации частоты сердечных сокращений, чувствительнее подходов, оценивающих острую токсичность, но уступает длительным тестам на хроническую токсичность.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 22-49-08012 (<https://rscf.ru/project/22-49-08012/>).

#### Список литературы:

1. Bai D., Lummis S.C.R., Leicht W., Breer H., Sattelle D.B. Actions of imidacloprid and a related nitromethylene on cholinergic receptors of an identified insect motor neurone // Pesticide science. 1991. Vol. 33. P. 197–204.
2. Martins–Gomes C., Silva T.L., Andreani T., Silva A.M. Glyphosate vs. glyphosate–based herbicides exposure: a review on their toxicity // Journal of Xenobiotics. 2022. Vol. 12. Iss. 1. P. 21–40.
3. Machikhin A.S., Burlakov A.B., Volkov M.V., Khokhlov D.D. Imaging photoplethysmography and videocapillaroscopy enable noninvasive study of zebrafish cardiovascular system functioning // Journal of Biophotonics. 2020. Vol. 13. e202000061.
4. Wu S., Li X., Liu X., Yang G., An X., Wang Q., Wang Y. Joint toxic effects of triazophos and imidacloprid on zebrafish (*Danio rerio*) // Environmental Pollution. 2018. Vol. 235. P. 470–481.
5. Папченкова Г.А. Обобщенные результаты исследования влияния имидаклоприд–содержащих инсектицидов на *Daphnia magna* // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2018. № 84(87). С. 68–84.

### ВЛИЯНИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ НА РЕГУЛЯЦИЮ ИОННОГО БАЛАНСА МЕЖДУ ОРГАНИЗМОМ *DREISSENA BUGENSIS* И СРЕДОЙ

В.И. Мартемьянов<sup>1</sup>, А.С. Маврин<sup>1</sup>, А.Н. Шаров<sup>1</sup>, Е.Н. Чернова<sup>2</sup>, Г.В. Шурганова<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, martem@ibiw.ru

<sup>2</sup>Санкт–Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН,  
Корпусная ул., д. 18. г. Санкт–Петербург, 197110, s3561389@ya.ru

<sup>3</sup>Нижегородский государственный университет им. Н. И. Лобачевского,  
Институт биологии и биомедицины, 603098 Нижний Новгород, galina.nngu@mail.ru

В работе исследуется влияние цианобактерий и их цианотоксинов на регуляцию параметров ионного баланса натрия, калия, кальция и магния между организмом *Dreissena bugensis* и внешней средой. Показано, что присутствие цианобактерий оказывает адаптивное влияние на *Dreissena bugensis*, улучшая способность поддерживать ионный баланс между организмом и внешней средой при более низких концентрациях ионов в воде.

В период «цветения» воды, в результате антропогенного эвтрофирования, в среде происходит максимальное повышение концентрации цианотоксинов, представляющих значительную угрозу для многих видов водных и наземных животных, включая человека [1]. Существующие методы оценки токсичности метаболитов цианобактерий связаны с их влиянием на различные органы и ткани организма (печень, мышцы, пищеварительная и нервная система и др.). Необходима разработка методов, позволяющих оценивать токсичность цианобактерий на уровне организма. Ранее нами был применен простой способ оценки влияния медицинского препарата диклофенака на регуляцию ионного обмена между организмом *Unio pictorum* и внешней средой [2].

Цель настоящего исследования – оценить действие цианобактерий на поддержания баланса Na, K, Ca, Mg между организмом *Dreissena bugensis* и внешней средой.

*Dreissena bugensis* была отловлена 20.08. 2022 г в Волжском плесе Рыбинского водохранилища (58°02'36"N 38°18'07"E), доставлена на экспериментальную базу «Сунога» ИБВВ РАН и помещена в пруд. Через 10 дней 30.08.2022 г дрейссены по 100 экз. рассадили в 40–литровые пластиковые лотки. Моллюсков дополнительно кормили, добавляя во все варианты через сутки хлореллу. В 3 лотка (опыт) вносили через сутки цианобактерии, которые отлавливали сачком из мельничного газа (ячей 0.1 мм) в р. Сунога. В ходе эксперимента отбирали пробы фитопланктона для определения видового состава, количественных показателей и концентрации различных цианотоксинов. Содержание цианотоксинов в альгомассе измеряли методом жидкостной хроматографии и тандемной масс–спектрометрии [3].

В начале эксперимента в контроле биомасса фитопланктона составляла 1 мг/л, доминировали криптофитовые водоросли. Через несколько суток биомасса фитопланктона снизилась до менее 0.1 мг/л, вследствие выедания дрейссеной. В дальнейшем в планктоне доминировали зеленые и диатомовые водоросли. В опытных лотках в начале эксперимента биомасса фитопланктона составляла 6.5 мг/л, доминировали цианобактерии, криптофитовые и диатомовые водоросли. Затем происходило плавное снижение биомассы фитопланктона при доминировании цианобактерий (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos–aquae*, *Dolichospermum spiralis*). Через неделю после начала эксперимента биомасса в опытных лотках снизилась до 0.5 мг/л.

Содержание цианотоксинов в контрольных вариантах было ниже порога обнаружения (1 нг/л). Общая концентрация цианотоксинов в опытных лотках колебалась от 8.2 до 2.4 мкг/л, в том числе наиболее токсичного микроцистина MC–LR – от 0.6 до 2.3 мкг/л.



Моллюски содержались в лотках в течение 2 недель. Затем 14.09.2022 г. дрейссены доставили в лабораторию и поместили по 1 экземпляру в 18 пластиковых стаканов, наполненных по 250 мл дистиллированной водой (9 контроль, 9 опыт). Сразу после посадки моллюсков в емкости через определенные промежутки времени отбирались пробы воды на анализ ионов.

Концентрацию натрия и калия в пробах определяли, используя пропан, на пламенном спектрофотометре Flapho-4, фирмы Carl Zeiss, Iena, Германия. Содержание кальция и магния определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре фирмы Hitachi Z-8000, Япония. Использовали ААС-ЭТА анализ с коррекцией неселективного поглощения по Зееману и графитовым атомизатором продольного нагрева. Концентрация катионов в пробах воды выражена в ммоль/л.

После помещения дрейссены в дистиллированную воду, в течение определенного периода наблюдалось постепенное повышение концентрации ионов в воде, свидетельствуя об их утечке из организма. В последующем, на 8–12 сутки эксперимента содержание катионов в дистиллированной воде устанавливалось на стабильных уровнях, которые удерживались в ходе эксперимента в определенной зоне концентраций. Стабильное поддержание уровня катионов в воде во времени указывает на ионный баланс (равенство между потерями и активным транспортом) между организмом моллюсков и средой.

Дрейссена, питающаяся цианобактериями, поддерживала баланс Na, Ca, K и Mg в более узких диапазонах, которые смещены в зону низких концентраций (табл. 1).

Таблица 1. Минимальные концентрации ионов в воде при которых осуществлялось поддержание ионного баланса между организмом *D. bugensis* и внешней средой в контроле и опыте

Вариант	Na	Ca	K	Mg
Контроль	0.0518–0.0661	0.7124–0.7365	0.01049–0.01261	0.00757–0.00921
Опыт	0.0523–0.0569	0.7065–0.7287	0.00855–0.00966	0.00653–0.00759

Таким образом, наличие цианобактерий в рационе *D. bugensis* оказывает адаптивный эффект, улучшая ее способность поддерживать ионный баланс между организмом и средой при более низких концентрациях Na, K, Ca, Mg в воде.

Ранее было показано [2], что медицинский препарат диклофенак оказывает повреждающее действие на ионный баланс между организмом *Unio pictorum* L и средой, требуя для его поддержания более высокие концентрации Na, K и Mg в воде.

Предлагаемый метод позволяет оценивать повреждающее или адаптивное действие того или иного вещества на параметры поддержания ионного баланса между организмом пресноводных гидробионтов и внешней средой.

#### Список литературы:

1. Chorus I., Bartram J. (eds.) Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Published on behalf of WHO by E & FN Spon /Chapman & Hall, London, 1999. 416 pp.
2. Martemyanov V. I., Berezina N.A., Mavrin A.S., Sharov A.N. Shifted mineral ions transport in the mollusk *Unio pictorum* exposed to environmental concentrations of diclofenac // Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology. 2021. V. 248, 109107. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109107>.
3. Chernova E., Russkikh I., Voyakina E., Zhakovskaya Z. Occurrence of microcystins and anatoxin-a in eutrophic lakes of Saint Petersburg, Northwestern Russia // Oceanol. Hydrobiol. St. 2016. V. 45. N 4. P. 466–484.

## ОТКЛИКИ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ РАЗВИВАЮЩИХСЯ ЭМБРИОНОВ МОРСКИХ БЕНТОСНЫХ РЫБ НА НЕФТЯНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ

И.И. Руднева

Морской гидрофизический институт РАН, 299011 Севастополь, ул. Капитанская, 2, [svg-41@mail.ru](mailto:svg-41@mail.ru)

Функционирование нефтегазового комплекса связано с интенсивным загрязнением моря нефтью, негативно влияющим на ранние стадии развития рыб. Токсические эффекты сопряжены с развитием окислительного стресса. Обсуждаются возможные пути реорганизации антиоксидантной системы для защиты эмбрионов рыб от его последствий.

Нефтяное загрязнение продолжает оставаться существенной экологической проблемой для Мирового Океана и особенно для его шельфовой зоны. Прибрежные морские экосистемы являются местом для аквакультуры и нереста многих, в том числе промысловых видов рыб и беспозвоночных, ранние стадии развития которых очень чувствительны к действию загрязнителей, включая нефть и нефтепродукты. Функционирование морского нефтегазового комплекса на каждом этапе сопряжено с определенным, подчас экстремальным воздействием на морскую экосистему, приводящем к физическим, химическим и

биологическим нарушениям природной среды. При этом к наиболее опасным факторам риска следует отнести нефтяные разливы в прибрежной зоне, слив льяльных вод, аварийные выбросы нефтепродуктов, повреждение нефтепроводов. Эта проблема продолжает усугубляться в связи с интенсификацией нефтеразработок на шельфе, дальнейшим развитием транспортных перевозок нефтепродуктов и прибрежной сопутствующей инфраструктуры. Если в прошлом веке основными источниками поступления нефтяных углеводородов в морскую среду были аварии судов и танкеров, сбросы балластных и технических вод, речной сток и атмосферные осадки, то в настоящее время бурное развитие нефтегазового комплекса на шельфе вносит существенный вклад в загрязнение морей и океанов нефтяными углеводородами [1, 2]. При этом постоянно происходят небольшие утечки, которые быстро ликвидируются, но создают повышенный фон углеводородов в воде и в донных отложениях.

В состав нефти входят различные компоненты, токсичность которых может существенно различаться для морских обитателей. Помимо прямого действия, нефть и нефтепродукты могут оказывать косвенные эффекты, образуя пленку на поверхности воды, нарушая газообмен поверхностных и глубинных вод и создавая тем самым аноксические и гипоксические зоны. Тяжелые нефтяные фракции оседают на дно и наносят непоправимый вред бентосным организмам как непосредственно в результате поглощения токсиканта, так и ухудшения условий обитания. В этом случае особенно страдают ранние онтогенетические стадии развития рыб и беспозвоночных, которые чувствительны к действию загрязнителей и изменениям любых внешних условий. Негативное влияние токсикантов проявляется в повышенной гибели, появлении аномалий, нарушении развития икринок и личинок, изменении времени эмбриогенеза, а также в ответных реакциях защитных систем, в частности, антиоксидантной и иммунной. Так, например, в Мексиканском заливе около 10% мест нереста рыб и около 12 % акваторий, где происходит развитие личинок, загрязнены нефтью. Однако, исследователи не могут четко утверждать, что снижение численности и распределения рыб обусловлено нефтяным загрязнением, в связи с чем требуется дальнейшее тщательное изучение эффектов нефтяного загрязнения на ранние онтогенетические стадии гидробионтов в природных и экспериментальных условиях [3].

В наших исследованиях в качестве тестируемых объектов выбрана икра донных рыб Черного моря, обитающих на мелководье – желто–красной собачки *Parablennius sanguinolentus* и собачки–павлина *Salaria pavo*, бычка–цуцика *Proterorhinus marmoratus* и бычка–кругляка *Neogobius melanostomus*. Икра донная, ее развитие происходит в прибрежной зоне, которая в наибольшей степени подвержена действию различных загрязняющих веществ, включая нефтепродукты. Наши исследования по влиянию мазута и соляра на антиоксидантную систему развивающихся эмбрионов донных черноморских рыб показали неоднозначные эффекты, зависящие от вида нефтепродукта, его концентрации, вида рыб, их стадии эмбриогенеза, а также видовых особенностей и морфологии икры.

Под действием нефтепродуктов у развивающихся эмбрионов и личинок происходит индукция окислительного стресса, о чем свидетельствует изменение активности антиоксидантных ферментов. В настоящее время ферменты антиоксидантной системы являются удобными и эффективными биомаркерами окислительного стресса, который возникает в организме при действии различных неблагоприятных факторов. Развитие токсических реакций сопровождается усилением свободнорадикальных процессов, что приводит к сдвигу окислительно–антиоксидантного баланса, к различным патологическим состояниям и, в конечном итоге, к гибели организма. В связи с этим активность антиоксидантных ферментов в тканях разных гидробионтов и ее изменение являются признанными биомаркерами состояния организма и его ответных реакций в неблагоприятных условиях существования. Нами и другими авторами были установлены изменения активности этих компонентов в тканях морских рыб и беспозвоночных, обитающих в загрязненных акваториях или подвергнутых действию отдельных токсикантов в эксперименте [4]. Однако, информация об откликах биомаркеров и механизмах их реализации остается противоречивой и все еще недостаточной, несмотря на то, что многие показатели включены в региональные и международные мониторинговые программы, призванные оценить экологическое состояние водных объектов, в том числе после разливов нефти при крушении танкеров, аварийных выбросах на нефтяных платформах. Однако, проявление токсического эффекта и отклики защитной антиоксидантной системы неоднозначны, что важно учитывать при разработке тест–систем, использующих в качестве тест–объектов икру и личинок рыб.

Загрязнение водной среды нефтью вызывает стресс у ее обитателей, который проявляется на разных уровнях биологической организации. При этом ранние стадии развития рыб подвержены влиянию нефтяного загрязнения в большей степени, так как в отличие от взрослых особей, они не могут быстро покинуть неблагоприятную среду обитания. Анализ эмбриотоксичности нефти на разных видах рыб является удобным информативным тестом в экотоксикологических исследованиях [5].

Нами было показано различное, в ряде случаев противоположное действие нефти на икру и личинок исследуемых видов черноморских рыб, которое выразилось либо в усилении активности ферментов, либо в ее подавлении, что отражало как адаптивный ответ организма на действие стрессора, так и токсический. В то же время *стадия развития икры* может существенным образом модифицировать отклик организма на токсическое воздействие, что обусловлено как процессами формирования защитных систем в раннем онтогенезе, так и необходимостью обеспечения основных жизненных функций, таких как рост и развитие, образование систем органов и, наконец, самого процесса вылупления. При этом антиоксидантная система

выклевнувшихся личинок оказалась более чувствительной к действию нефти, чем икринки. Перед выходом личинки из оболочки икринки, которая предохраняет ее от неблагоприятных воздействий внешней среды, происходит повышение активности антиоксидантных ферментов, что связано с обеспечением защиты организма от предстоящего окислительного стресса

Наши исследования выявили реорганизацию ферментной антиоксидантной системы развивающихся эмбрионов бычков и собачек, которая зависела как от этапа эмбриогенеза, так и от действия разных концентраций токсиканта. Например, изучение влияния мазута в широком диапазоне концентраций 0.00001, 0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1 мл/л на развивающихся эмбрионов бычка-цуцика *P. marmoratus* на стадиях IV и V показало, что наиболее чувствительным ферментом оказалась пероксидаза (ПЕР), активность которой возрастала более, чем на 100% (103–1058%) в опытных группах по сравнению с контрольными. В целом, основные тенденции изменения активности антиоксидантных ферментов были одинаковы у эмбрионов на двух стадиях развития: активность возрастала при малых концентрациях мазута, но резко снижалась при высоких. Однако, активность ферментов на стадии V оставалась выше по сравнению с контролем при концентрации мазута 1 мл/л, что особенно было характерно для ПЕР. Этот фермент, помимо выполнения антиоксидантной функции по разложению перекиси водорода и органических перекисей играет важную роль в функционировании оболочки икринки, так как овопероксидаза использует  $H_2O_2$  в качестве субстрата для генерации НАДФН-оксидазной системы на поверхности оболочки. Супероксиданион и другие метаболиты, содержащие остаток тирозина, образующиеся в процессе эмбриогенеза, разлагаются овопероксидазой, что предохраняет эмбрион от продуктов окислительного стресса и негативного действия токсикантов.

Сходные отклики антиоксидантной системы под влиянием мазута были отмечены у развивающихся эмбрионов собачки желто-красной *P. sanguinolentus*. При этом направленность реакций антиоксидантной системы в большей степени зависела от этапа эмбриогенеза, чем от концентрации токсиканта. На этапе развития V отмечено увеличение в 2 раза активности супероксиддисмутазы (СОД) при низкой концентрации мазута, но при этом активность каталазы (КАТ) не менялась, а активность ПЕР снижалась в 4 раза. В этом случае доля СОД по отношению к КАТ возрастала по сравнению с контролем, а соотношение СОД/ПЕР, наоборот, снижалось, что может свидетельствовать об активном производстве супероксидрадикала, который подвергается димутации посредством СОД. V этап развития характеризуется интенсивным морфогенезом (ростом хвостового отдела, образованием сердца, зачатков кишечника и печени, плавниковой каймы), что требует значительных энергетических затрат и создает дополнительную продукцию. АФК. Однако тот факт, что в некоторых случаях активность ферментов (КАТ и ПЕР) не изменялась по отношению к контролю свидетельствует об успешной выбранной стратегии эмбриона для противодействия окислительному стрессу, вызванному одновременно активацией метаболических реакций в связи с ростом, развитием и подготовкой к вылуплению и действием токсиканта.

На VI этапе развития установлена иная картина. Активность СОД сокращалась почти в 3 раза при низкой концентрации токсиканта, тогда как активность КАТ и ПЕР не изменялась, что говорит о способности обоих ферментов успешно разлагать образующуюся в данных условиях  $H_2O_2$ . Таким образом, на этапе VI отмечены иные компенсаторные механизмы по сравнению с этапом V, что объясняется прежде всего особенностями морфофизиологических процессов, происходящих в организме эмбриона. В этот период начинает функционировать сердце, зародыш интенсивно двигается перед вылуплением, что требует значительных энергетических затрат и сопровождается активацией образования АФК. При наличии токсиканта дополнительно необходимы и затраты на процессы его детоксикации, что требует соответствующей реорганизации метаболизма. Так, при действии разных видов нефти исследователями были выявлены различия числа сердечных сокращений у эмбрионов данио рерио – широко используемого тест-объекта в токсикологических работах. Одновременно была установлена индукция цитохрома P4501A (CYP1A), являющегося индикатором накопления нефтяных углеводородов в организме [6]. Изменение кардиоритма у эмбрионов рыб было обусловлено изменением проводимости в результате нарушения передачи импульса на мембране кардиоцита и механизма транспорта ионов кальция и калия через ионные каналы. При этом нефтяные фракции, содержащие ароматические углеводороды, были в 3–5 раз более токсичны, нежели нециклические компоненты. Нарушение сердечного ритма приводило к снижению двигательной активности эмбрионов, которая требует много энергетических затрат и, следовательно, активного поглощения кислорода, что в условиях нефтяного загрязнения затруднено. Это создает определенный риск для процесса вылупления личинок рыб и их дальнейшего выживания.

Таким образом, результаты наших исследований позволили заключить, что при оценке токсичности различных нефтепродуктов и других ксенобиотиков для развивающихся эмбрионов рыб с использованием в качестве биомаркеров параметров антиоксидантной системы, широко применяющихся в водной токсикологии, необходимо учитывать этап эмбриогенеза. На последних стадиях эмбрионального развития активность антиоксидантных ферментов возрастает в связи с подготовкой к процессу вылупления и неизбежному окислительному стрессу при выходе личинки из оболочки в окружающую среду. Наличие токсиканта в среде вносит дополнительную нагрузку на антиоксидантную систему, обусловленную необходимостью детоксифицировать продукты свободнорадикального окисления. Поэтому те различия, которые установлены в откликах АОС на разных стадиях эмбриогенеза собачек и бычков, отражают эти

процессы и особенности их протекания на последних стадиях эмбриогенеза

В то же время отклики АОС развивающихся эмбрионов рыб зависят от *вида нефтепродуктов*. Соляровое масло широко используется на морском транспорте и часто попадает в морскую среду и представляет опасность для гидробионтов. Несмотря на то, что часть нефти испаряется, другая разлагается в результате фотохимических реакций и микробиологической активности, однако, оставшаяся водорастворимая фракция является основным токсичным компонентом для организмов. Наши исследования показали, что под действием солярового масла у развивающихся эмбрионов и личинок бычка-цуцика инициируется окислительный стресс, о чем свидетельствует изменение активности антиоксидантных ферментов. В этом случае у икринок наиболее чувствительным ферментом к действию солянки оказалась КАТ, активность которой под действием исследуемых концентраций токсиканта увеличивалась на 414–1006% по отношению к контролю. Активность остальных исследуемых ферментов варьировала в меньшей степени, в основном ингибировалась под влиянием токсиканта и демонстрировала тем самым выраженный токсический эффект. Отклик ПЕР был неоднозначным, характеризовался некоторым повышением активности фермента при более низкой концентрации солярового масла, тогда как при повышении содержания нефти активность фермента возрастала по отношению к контролю. Антиоксидантная система выклюнувшихся личинок бычка-цуцика оказалась более чувствительной к действию солярового масла, чем икринки. Можно заключить, что личинки рыб более чувствительны к действию нефтяного загрязнения, чем икра, что обусловлено защитной ролью оболочки икринки, которая служит своеобразным барьером и препятствует проникновению токсикантов внутрь, тем самым предохраняя развивающийся эмбрион от их негативного воздействия.

Увеличение активности ферментов свидетельствует о развитии *адаптивного ответа АОС* эмбрионов для нейтрализации продуктов свободнорадикальных реакций, избыток которых образуется в процессе окислительного стресса, который может развиваться по нескольким *механизмам*. В результате гидроксирования нефтяных углеводородов системой цитохрома P450 происходит синтез компонентов, вовлекаемых в окислительно-восстановительные реакции (метаболизм) организма. С одной стороны, эти компоненты могут конъюгировать с глутатионтрансферазой и тем самым снижать уровень глутатиона GSH и общую антиоксидантную активность. Одновременно образуются соединения, включающиеся в редокс-цикл и изменяющие его, так как они являются донорами или акцепторами электронов. Другие компоненты конъюгируют с глутатионом и сокращают его запас и, следовательно, общую антиоксидантную активность (АОА). Следующая группа соединений способна инактивировать антиоксидантные ферменты и также уменьшать АОА. Во всех случаях происходит отток энергии на АОА защиту, что снижает уровень метаболизма развивающегося эмбриона, обеспечение нормальных процессов роста и развития и вылупления. Приведенные данные свидетельствуют об информативности параметров АОА при оценке токсических эффектов у гидробионтов при действии нефтяного загрязнения. Компоненты защитной антиоксидантной системы могут быть использованы для разработки методов биотестирования и выяснения механизмов адаптаций ранних онтогенетических стадий развития морских рыб к неблагоприятным условиям среды обитания. Подобные исследования необходимы также для целей мониторинга загрязнения морепродуктов нефтью, которая передается по пищевым цепям и накапливается в рыбе, что опасно для человека. Еще одна опасность заключается в том, что нефтяное загрязнение значительно ослабляет иммунитет рыб, делает их уязвимыми для различных патогенов, включая болезнетворных вирусов и бактерий (*Photobacterium damsela*; *Vibrio vulnificus*), в связи с чем в акваториях, где происходили разливы нефти неоднократно отмечались эпизоотии среди рыб. При развитии эмбрионов рыб в среде, загрязненной нефтью, обнаружили нарушение экспрессии генов, ответственных за половую дифференциацию, рост и развитие. По сравнению с контролем, у икры, содержащейся в среде с разной концентрацией нефти, происходила задержка развития, запоздалое вылупление личинок, снижение их выживаемости, что согласуется с полученными нами данными. Перераспределение энергии на детоксикацию модифицирует генетические процессы, в том числе экспрессию генов, транскрипцию и трансляцию, поднимает уровень свободнорадикального окисления [7]. С учетом всех этих факторов развивающиеся эмбрионы вынуждены реорганизовывать свой метаболизм путем оптимизации соотношений активности антиоксидантных ферментов, которые бы обеспечили как эффективный процесс вылупления личинки, так и детоксикацию при наличии токсиканта в среде. Ранние онтогенетические стадии прибрежных морских рыб являются удобной моделью для оценки токсического действия нефти и нефтепродуктов, разливы которых являются частым явлением в шельфовой зоне, особенно в акваториях больших городов и портовых районов.

#### Список литературы:

1. Патин С.А. Морской нефтегазовый комплекс: факторы экологического риска // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2015. № 4. С. 5–12.
2. Khalturin, A.A.; Parfenchik, K.D.; Shpenst, V.A. 2023. Features of oil spills monitoring on the water surface by the Russian Federation in the Arctic Region // Journal of Marine. Science and. Engineering. 2023. Vol. 11. 111
3. Samuelsen A., Daewe U., Wettre C. Risk of oil contamination of fish eggs and larvae under different oceanic and weather conditions ICES // Journal of Marine Science. 2019. Vol.76, 6. P. 1902–1916.
4. Rudneva I.I. Biomarkers for stress in fish embryos and larvae. CRC Press. Taylor & Francis Group, 2014. 206 pp.

5. Bender M.L., Giebichenstein J., Teisrud R.N. et al. Combined effects of crude oil exposure and warming on eggs and larvae of an arctic forage //Sci Rep. 2021. Vol. 11. Article number 8410.
6. Incardona, J.P., Linbo, T.L., Scholz, N.L. Cardiac toxicity of 5–ring polycyclic aromatic hydrocarbons is differentially dependent on the aryl hydrocarbon receptor 2 isoform during zebrafish development //Toxicol, Appl. Pharmacol. 2011. Vol. 257. P. 242–252.
7. Mu X., Liu J., Yang K. et al. Diesel water–accommodated fraction induced lipid homeostasis alteration in zebrafish embryos. // Environmental Pollution. 2018. Vol. 242. Part 4. P. 952–961.

## ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВЛИЯНИЯ БУРОВОГО РАСТВОРА НА МОРСКИЕ БЕНТОСНЫЕ ОРГАНИЗМЫ

И.И. Руднева<sup>1</sup>, В.Г. Шайда<sup>2</sup>, М.В. Медянкина<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, [svg-41@mail.ru](mailto:svg-41@mail.ru)

<sup>2</sup>Общество с ограниченной ответственностью «ЭкоСервис-А», г. Москва

<sup>3</sup>Московский государственный университет технологий и управления имени К. Г. Разумовского, г. Москва

В процессе нефтедобычи помимо нефти в море происходит утечка буровых растворов, токсичность которых мало изучена. Исследовали влияние бурового раствора на гидробионтов Черного моря: гаммарусов и зостеру в течение 30 суток. Он не оказал влияния на выживаемость ракообразных, но в концентрации 5 и 10°мл/л ингибировал рост листьев зостеры.

Разработка нефтегазовых месторождений на шельфе моря сопровождается неизбежным попаданием в морскую среду не только нефти, но и буровых растворов – специальных химических компонентов, используемых при бурении скважин. Если действие нефти и ее продуктов на морских гидробионтов достаточно полно изучено в связи с доминированием этого вида загрязнений в Мировом Океане, основными источниками поступления которого являются аварии судов и танкеров, сбросы балластных и технических вод, речной сток и атмосферные осадки, то информация о токсичности буровых растворов крайне ограничена [1]. Буровые растворы состоят из многих компонентов, в их состав входят вода, органические растворители, тяжелые металлы, проявляющие токсические эффекты и обладающие мутагенной и канцерогенной активностью [2]. В связи с этим оценка токсичности буровых растворов и установление их допустимых концентраций в водной среде имеет важное практическое и теоретическое значение.

Сообщества зостеры играют важнейшую роль в структуре и функционировании прибрежных экосистем, так как служат кормом и убежищем для многих морских обитателей, в том числе имеющих промысловое значение. Заросли зостеры отличаются высокой продуктивностью и наряду с другими морскими макрофитами участвует в процессах утилизации биогенов, включая углерод, что имеет важное значение в биосферном обмене и биогеохимических циклах этих элементов.

Амфиподы широко распространены в прибрежной части морей и океанов, входят в пищевые цепи морских рыб и беспозвоночных. Они применяются в качестве тест–объектов в токсикологических исследованиях, в которых оценивают физиологическое состояние и поведенческие реакции ракообразных под действием загрязнителей в острых и хронических опытах.

На этом основании целью настоящей работы явилось изучение токсичности бурового раствора на основе гемецеллюлозы на широко распространенных в прибрежной зоне Черного моря гидробионтах – высшее водное растение зостера *Zostera noltii* L и представителя амфипод гаммаруса *Chaetogammarus olivii* (H. Milne Edwards, 1830).

Исследования токсического действия бурового раствора на основе гемецеллюлозы в концентрации 0.1, 0.5, 1, 5 и 10 мл/л проводили в соответствии с «Методическими указаниями по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (приказ Росрыболовства № 695 от 04.08.09 г.) [3].

В качестве тест–объекта использовали зостеру морскую (*Zostera noltei* L.), собранную в середине мая на литорали прибрежной части Черного моря в районе Севастополя и акклиматизированную к лабораторным условиям в течение 7 дней. Продолжительность хронических опытов составляла 30 суток, повторность трехкратная. Контрольной и фоновой средой в экспериментах служила природная морская вода соленостью 18 ‰. Однолетние вегетативные побеги зостеры помещали в стеклянные емкости 1.5 л (рабочий объем составлял 1 л) и выдерживали при температуре  $22 \pm 3^{\circ}\text{C}$  и постоянном искусственном освещении. Подбирали сходные по массе и росту растения. Замену опытных растворов на свежеприготовленные производили еженедельно. Действие вещества в концентрации 1, 5 и 10 мг/л на зостеру оценивали по следующим показателям: общее состояние растений (изменение окраски листьев, наличие тургора, некроз тканей, состояние корней), выживаемость, прирост биомассы (в пересчете на одно растение), количественный прирост корней и листьев (в пересчете на одно растение).

В качестве второго тест–объекта использовали амфипод гаммарусов *Chaetogammarus olivii*,

собранных в прибрежной части Черного моря в районе Севастополя (бух. Карантинная и бух. Омега). Условия культивирования и проведения экспериментов: освещение естественное, продолжительность светового дня 12 часов; температура  $22 \pm 2^\circ\text{C}$ , повторность в опыте и контроле трехкратная, длительность эксперимента составляла 30 суток. Контролем служила естественная морская вода соленостью 18 ‰ без добавления вещества. Влияние вещества в концентрации 0.1, 0.5, 1, 5 и 10 мг/л на ракообразных оценивали по их гибели за 30 суток. В процессе эксперимента ракообразных кормили измельченными бурыми водорослями и сушеными дафниями.

Результаты обрабатывали статистически, вычисляли среднее значение, ошибку среднего. Сравнение результатов проводили с помощью критерия Стьюдента при уровне значимости 0.05.

Результаты исследований влияния вещества на zostеру позволили выявить определенные тенденции (табл. 1–3).

Как можно видеть из табл. 1, не обнаружено достоверных различий в приросте биомассы zostеры, подвергнутой действию вещества, по сравнению с контролем. Однако следует отметить, что наблюдается некоторая тенденция увеличения биомассы растений, инкубированных при концентрации 5 и 10 мг/л по сравнению с интактными группами, что особенно выражено через 7 суток после начала эксперимента.

Таблица 1. Прирост биомассы zostеры при хроническом воздействии вещества в концентрации 1–10 мг/л (г, в пересчете на 1 растение,  $M \pm m$ )

Концентрация, мг/л	Сутки опыта							
	7–е		14–е		21–е		30–е	
	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td <sub>т</sub>	$M \pm m$	Td
Контроль	$0.05 \pm 0.02$		$0.14 \pm 0.09$		$0.35 \pm 0.06$		$0.37 \pm 0.14$	
1 мг/л	$0.05 \pm 0.02$	0.11	$0.18 \pm 0.08$	0.32	$0.42 \pm 0.04$	1.07	$0.34 \pm 0.03$	0.21
5 мг/л	$0.13 \pm 0.03$	2.25	$0.13 \pm 0.04$	0.06	$0.41 \pm 0.06$	0.68	$0.43 \pm 0.08$	0.38
10 мг/л	$0.22 \pm 0.08$	1.95	$0.33 \pm 0.08$	1.54	$0.74 \pm 0.21$	1.80	$0.73 \pm 0.18$	1.61

Примечание: здесь и далее жирным шрифтом выделены концентрации, где отличие показателя от контроля статистически значимо (уровень значимости 0.05);  $M$  – среднее значение показателя;  $m$  – доверительный интервал; Td – значение критерия Стьюдента.

Таблица 2. Прирост листьев zostеры при хроническом воздействии вещества в концентрации 1–10 мг/л (экз., в пересчете на 1 растение)

Концентрация, мг/л	Сутки опыта							
	7–е		14–е		21–е		30–е	
	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td
Контроль	$19 \pm 2,16$		$18.33 \pm 4.48$		$24 \pm 6.85$		$15.67 \pm 5.46$	
1 мг/л	$10 \pm 2,49$	2.73	$8.33 \pm 2.84$	1.88	$10.33 \pm 1.78$	1.93	$14.33 \pm 0.72$	0.24
<b>5 мг/л</b>	<b><math>6 \pm 0.47</math></b>	<b>5.88*</b>	$8.33 \pm 3.47$	1.76	$11.67 \pm 1.78$	1.74	$10.33 \pm 2.23$	0.90
<b>10 мг/л</b>	<b><math>10 \pm 2.05</math></b>	<b>3.02*</b>	$18.67 \pm 3.31$	0.06	$16 \pm 2.83$	1.08	$29.67 \pm 2.76$	2.29

Из табл. 2 можно заключить, что прирост листьев zostеры существенно замедлялся при концентрации вещества 5 и 10 мг/л, что достоверно различалось по отношению к контролю на 7–е сутки. Такая же картина сохранялась и в последующий период, за исключением растений, содержащихся в растворе с концентрацией токсиканта 10 мг/л на 14–е и 30–е сутки эксперимента.

Прирост корней zostеры в опытных и контрольных группах достоверно не различался, что можно видеть в табл. 3.

Таблица 3. Прирост корней zostеры при хроническом воздействии вещества в концентрации 1–10 мг/л (экз., в пересчете на 1 растение)

Концентрация, мг/л	Сутки опыта							
	7–е		14–е		21–е		30–е	
	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td	$M \pm m$	Td
Контроль	$5 \pm 2.36$		$8.67 \pm 2.68$		$6.67 \pm 1.91$		$15 \pm 3.09$	
1 мг/л	$4 \pm 0.94$	0.39	$7.67 \pm 1.66$	0.32	$9.67 \pm 1.52$	1.23	$17.67 \pm 1.96$	0.73
5 мг/л	$1.67 \pm 0.72$	1.35	$5 \pm 0.82$	1.31	$7.67 \pm 1.36$	0.43	$17.33 \pm 1.66$	0.67
10 мг/л	$5.67 \pm 1.44$	0.24	$12.33 \pm 2.18$	1.06	$8.33 \pm 2.68$	0.51	$15.67 \pm 3.66$	0.14

Таблица 4. Влияние вещества в концентрации 0,1 –10 мг/л на выживаемость гаммарусов, %

Концентрация, мг/л	Сутки опыта														
	1-е		7-е		10-е		14-е		17-е		22-е	30-е	17-е	22-е	30-е
	M ± m	Td	M ± m	Td	M ± m	Td	M ± m	Td	M ± m	Td	M ± m	Td	M ± m	Td	
Контроль	100 ± 0		43.33 ± 15.15		33.33 ± 10.89		26.67 ± 5.44		20 ± 0		20 ± 0		20 ± 0		
0,1 мг/л	100 ± 0	0,00	43.33 ± 15.15	0.00	40 ± 17	0.33	33.33 ± 15.15	0.41	30 ± 12.47	0.80	20 ± 4.71	0.00	20 ± 4.71	0.00	
0,5 мг/л	100 ± 0	0,00	46.67 ± 14.4	0.16	43.33 ± 15.15	0.54	23.33 ± 10.89	0.27	23.33 ± 10.89	0.31	13.33 ± 7.2	0.93	20 ± 4.71	0.00	
1 мг/л	100 ± 0	0,00	50 ± 8.16	0.39	46.67 ± 9.81	0.91	33.33 ± 7.2	0.74	26.67 ± 7.2	0.93	16.67 ± 5.44	0.61	13.33 ± 2.72	2.45	
5 мг/л	100 ± 0	0,00	40 ± 4.71	0.21	40 ± 4.71	0.56	20 ± 4.71	0.93	23.33 ± 5.44	0.61	16.67 ± 2.72	1.22	13.33 ± 2.72	2.45	
10 мг/л	100 ± 0	0,00	60 ± 14.14	0.80	53.33 ± 14.4	1.11	43.33 ± 11.86	1.28	23.33 ± 9.81	0.34	13.33 ± 7.2	0.93	13.33 ± 2.72	2.45	

Таким образом, вещество оказало неоднозначное влияние на зоостеру, которое зависело от концентрации бурового раствора, исследуемого показателя и экспозиции.

Изучение действия вещества в концентрации 0,1–10 мг/л на выживаемость гаммарусов не показало существенных различий с контролем (табл. 4) в тестируемые периоды инкубации, что может свидетельствовать о нетоксичности данного бурового раствора в исследуемых концентрациях на ракообразных.

Тем не менее можно отметить, что к концу опыта наблюдалась тенденция к снижению выживаемости ракообразных при концентрации 1–10 мг/л, однако достоверных различий не установлено, откуда можно считать недействующей концентрацией 10 мг/л, а максимальная из изученных пороговая концентрация >10 мг/л.

Экспериментальные исследования влияния буровых растворов на основе масла и воды на различные бентосные организмы, принадлежащие к разным таксонам, показали неоднозначные эффекты [4]. Совершенно очевидно, что наблюдаемые различия являются следствием существенной модификации обменных процессов растения, которые могут привести как к усилению его защитных реакций и развитию компенсационных эффектов, так и к токсическим.

Так, например, для диатомовых одноклеточных водорослей *Pheodactylum tricornutum* максимальный летальный эффект бурового раствора был установлен через 96 час при концентрации 20 мг/л, а для дафний этот показатель составил 1 мг/л. У ракообразных было отмечено снижение продуктивности, воспроизводства, замедление роста и созревания, тогда как моллюски мидии и дрейссены оказались более устойчивыми к действию буровых растворов. Эксперименты, проведенные на тилапии *Tilapia mossambica*, кефали *Mugil persia* и бентосном моллюске *Boleophthalmus boddarti* показали, что нерастворимые в воде компоненты влияют в меньшей степени на эти тест-организмы, чем водорастворимые буровые вещества [5].

Существует три возможных механизма токсического действия буровых растворов на водные экосистемы [6]:

- (а) прямые токсические эффекты буровых растворов проявляются при попадании их в воду и изменении ее физико-химических свойств,
- (б) происходит образование пленки на поверхности воды и создание тем самым гипо- и аноксических условий, вызывающих гибель гидробионтов и
- (с) развивается аноксия вод, вызванная деградацией органических компонентов микробными сообществами, опасная для эпибентосной фауны и рыб.

Результаты проведенных исследований свидетельствуют о неоднозначном влиянии бурового раствора на бентосные организмы, что может существенно их модифицировать и привести к гибели некоторых компонентов. Определение токсичности буровых растворов на морских гидробионтах позволит выявить наиболее безопасные препараты для морских сообществ, а также их допустимые концентрации для морской среды, что важно для установления ПДК, охраны и рационального использования прибрежных акваторий.

#### Список литературы:

1. Beyer J., Trannum H.C., Bakke T., Hodson P.V., Tracy K., Collier T.K. Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review // Marine Pollution. Bulletin. 2016. Vol. 110 is. 1. P. 28–51.
2. Antia M., Ndidiamaka A., Ezeji for A., Cecilia Nwadiuto Obasi C.N., Orisakwe O.E., Environmental and Public health effects of Spent Drilling Fluid: an updated systematic review // Journal of Hazardous Materials Advances. 2022. 100120.
3. Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов ПДК вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», утв. приказом Росрыболовства № 695 от 04.08.2009.
4. Mazlova E.A., Malina N.V., Semenycher, V.G. Study of Influence of Drilling Wastes on Black Sea Planktonic and Benthic Organisms. // Chem Technol Fuels Oils. 2019. V. 55. P. 70–84.
5. Sil A., Wakadikar K., Kumar S., Babu S., Sivagami S., Tandon S., Hettiaratchi P. 2012. Toxicity characteristics of drilling mud and its effect on aquatic fish populations. // Journal of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste. Vol. 12 (16). P. 51–57.
6. Ismail A. R., Alias A. H., Sulaiman W. R. W., Jaafar M. Z., Ismail I. Drilling fluid waste management in drilling for oil and gas wells. // Chemistry. Engineering Transactions. 2017. Vol. 56. P. 1351–1356.
7. Pereira L.B., Sad Eustáquio C.M.S., Castro V.R., Filgueiras P.R., Lacerda V. Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review. // Fuel. 2022. Vol. 310. Part B. 122301



## ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ

С.В. Сладкова<sup>1,2</sup>, В.А. Любимцев<sup>1</sup>, С.В. Холодкевич<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН – обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН»  
197110, Санкт-Петербург, Корпусная ул., дом 18

<sup>2</sup>Санкт-Петербургский государственный университет,  
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., дом 7–9, [sladkova\\_sv1@mail.ru](mailto:sladkova_sv1@mail.ru)

<sup>3</sup>Институт биологии внутренних вод имени И.Д. Папанова РАН  
152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, 109

Проведено исследование влияния тяжелых металлов на функциональное состояние двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha*. Получено, что токсическое действие тяжелых металлов (кадмия, меди, цинка) на функциональное состояние моллюсков, оцениваемое по интенсивности аэробного энергообмена, зависит от конкретного металла, его концентрации и длительности воздействия.

Загрязнение природных экосистем тяжелыми металлами (ТМ), особенно кадмием, продолжает оставаться одной из серьезных экологических проблем во всем мире. ТМ являются распространенными, не поддающимися биологическому разложению токсикантами. Моллюски, накапливающие ТМ в своих тканях, широко используются в качестве биоиндикаторов в мониторинге экологического состояния водных объектов. Однако накопление ТМ может вызывать нарушение клеточного метаболизма. В литературе есть данные о вредном воздействии кадмия и меди на пресноводных и морских моллюсков [1–4]. Изменение скорости аэробного дыхания является проявлением одного из наиболее общих физиологических ответов на стресс, вызванный вредными загрязнителями среды обитания, поскольку оно интегрирует в себе изменения скорости обменных процессов на молекулярном уровне. Поэтому, интенсивность аэробного дыхания моллюсков, которую можно оценивать по скорости потребления кислорода ими, можно рассматривать в качестве показателя функционального состояния.

Двустворчатые моллюски используются в качестве организмов-индикаторов для изучения токсического действия металлов в водных экосистемах [1, 5]. Находясь в неблагоприятных условиях антропогенного давления на водную среду, двустворчатые моллюски демонстрируют две стратегии поведения: либо пытаются адаптироваться с помощью компенсаторных механизмов, которые требуют дополнительной энергии, и поэтому они увеличивают скорость потребления кислорода; либо изолируются, увеличивая время нахождения в закрытом состоянии при этом резко уменьшая скорость потребления кислорода. Выбор стратегии поведения зависит от многих факторов, в том числе и от концентрации токсиканта в среде [2, 3, 4]. Однако, обе стратегии, в конечном итоге, приводят к истощению энергетических резервов, что сказывается на функциональном состоянии животных. Это истощение можно выявить, применяя в качестве функциональной нагрузки вынужденную физическую активность, требующую максимальных затрат энергии. Максимальная скорость потребления кислорода обычно устанавливает верхний предел интенсивности работы (например, скорости передвижения), которую животное может выдержать без усталости и является критерием аэробной мощности. Подход, заключающийся в измерении потребления кислорода при максимальной физической нагрузке, широко используется для оценки функциональных возможностей кардиореспираторной системы животных и человека. Так, состояние кардиореспираторной системы человека, оцениваемое таким образом, используют в качестве клинического показателя жизнедеятельности.

Преимущество использования именно этого показателя для оценки функционального состояния двустворчатых моллюсков заключается в возможности обнаружения начальных эффектов влияния загрязнителей на живой организм, когда другие сублетальные эффекты воздействия еще не проявляются. Кроме того, измерение интенсивности аэробного метаболизма при вынужденной активности позволяет избежать характерного для физиологии чередования состояний фильтрационной активности и покоя, характеризующегося отсутствием потребления кислорода из среды при закрытых створках. Для зарывающихся в грунт моллюсков, например, для *Limicola balthica* (L), в качестве такой активности, можно рассматривать двигательную активность при зарывании в грунт. Ранее, применяя данный подход, нами показано, что Cd влияет на функциональное состояние, изменяя поведение и интенсивность аэробного метаболизма [4].

В настоящей работе проведено экспериментальное изучение влияния ТМ, а именно кадмия ( $Cd^{2+}$ ), меди ( $Cu^{2+}$ ) и цинка ( $Zn^{2+}$ ) на физиологическое состояние двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha*, оцениваемое по интенсивности аэробного метаболизма. Изучали действие ТМ на моллюсков *Dreissena polymorpha*, измеряя интенсивность аэробного метаболизма моллюсков сразу после экспозиции на воздухе, при перемещении их из загрязненной среды в чистую воду. Экспозиция на воздухе выполняла функцию стрессирующего фактора и приводила к закрытию створок, а опускание дрейссен в чистую воду приводило к открытию створок и интенсивной фильтрации, что рассматривали в качестве вынужденной активности. ТМ использовались в двух концентрациях, минимальные значения их выбирались исходя из содержания этих

металлов в сточных водах на входе Юго–Западных очистных сооружений Санкт–Петербурга по данным многолетних наблюдений.

После недельной акклимации к лабораторным условиям при температуре 17°C моллюски брались в эксперимент. Дрейссен помещали в пластиковые контейнеры (объем 20л) с отстоянной водопроводной водой и раздельной концентрацией в ней  $\text{Cd}^{2+}$ : 0 – контроль, 0,1 и 0,5 мг/л;  $\text{Zn}^{2+}$ : 0 – контроль, 0,2 и 2 мг/л;  $\text{Cu}^{2+}$ : 0 – контроль, 0,035 и 0,35 мг/л. Кормили дрейссен водорослями раз в три дня, меняя воду на следующий день после кормления. Все эксперименты проводились в климатической комнате при указанной выше температуре. Воздействие ТМ на двусторчатых моллюсков изучалось как при кратковременной экспозиции (24–72 часа), так и при длительной – 10 суток. Скорость потребления кислорода моллюсками измерялась в начале и в конце экспозиции.

Для измерения скорости дыхания дрейссен, после выдержки их на воздухе в течение 5 минут, индивидуально помещали в пластиковые прозрачные измерительные контейнеры объемом 100 мл. Контейнеры заполняли аэрированной (более 90% насыщения кислородом) водой без пузырей и герметично закрывали крышками, в которые кроме полярографического электрода была встроена лопасть для механического перемешивания воды. Измерения концентрации кислорода в контейнере начинали сразу после закрытия крышкой. Длительность нахождения в измерительном контейнере (респирометре) составляла 2 часа, концентрация кислорода в респирометре измерялась через каждые 5 минут в первые 30 минут, далее каждые 10 минут. Концентрацию кислорода измеряли портативным оксиметром HI 9142 (Hanna Instruments, Германия) с автоматической температурной компенсацией и погрешностью измерения 2.5%. В момент измерения производили перемешивание для равномерного распределения растворенного кислорода в респирометре в течение 2 минут. За это время показания оксиметра стабилизировались. После окончания экспериментов моллюски извлекались из раковины, взвешивались, и рассчитывалась интенсивность потребления кислорода по формуле:

$$V \text{ O}_2 = 60 [C(t_1) - C(t_2)] v / (t_1 - t_2) w,$$

где  $V \text{ O}_2$  – скорость потребления кислорода ( $\text{мг O}_2/\text{г} \cdot \text{час}$ ),  $t_1, t_2$  – время начала и конца интервала (мин),  $C(t)$  – концентрация кислорода в среде в момент времени  $t$  ( $\text{мг/л}$ ),  $v$  – объем сосуда (л),  $w$  – влажный вес (г).  $C(t_2)$  – корректируется на величину фона, если величина фона не превышает 5%.

Результаты экспериментов по воздействию  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  и  $\text{Cu}^{2+}$  на максимальную скорость потребления кислорода дрейссенами представлены в таблице. Видно, что биологический эффект зависел от концентрации и длительности воздействия металлов, однако дозозависимый эффект наблюдался только при воздействии  $\text{Cd}^{2+}$ . Так, после суточного воздействия  $\text{Cd}^{2+}$  в концентрации 0,1 мг/л на моллюсков *Dreissena polymorpha* эффекта еще не наблюдалось, поскольку скорость потребления кислорода достоверно не отличалась от контроля. При этом все моллюски закрывались при вытаскивании их из воды на воздух и снова открывались в первые несколько минут после помещения их обратно в воду измерительной камеры. Продолжение воздействия до 72 часов, вероятно, приводит к нарушению наблюдаемой в контроле реакции открытия створок при помещении в чистую воду после 5–минутной воздушной экспозиции, и поэтому регистрируемое изменение концентрации кислорода в респирометре с дрейссенами не отличается от фона. Тот же эффект наблюдается и при увеличении времени экспозиции до 10 суток, все моллюски ( $n=7$ ) закрыты и не потребляют кислород из воды в респирометре. Сходная картина наблюдалась и при воздействии 0,5 мг/л  $\text{Cd}^{2+}$ , только уменьшение скорости потребления кислорода происходило уже после 24 часов.

Таблица. Воздействие  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Zn}^{2+}$  на потребление кислорода моллюсками *Dreissena polymorpha*.

Виды загрязнителей	24ч		72ч		10суток	
	$\text{VO}_2$ $\text{мг O}_2/\text{ч} \times \text{г}_{\text{в.в}}$	Кол–во дышащих моллюсков	$\text{VO}_2$ $\text{мг O}_2/\text{ч} \times \text{г}_{\text{в.в}}$	Кол–во дышащих моллюсков	$\text{VO}_2$ $\text{мг O}_2/\text{ч} \times \text{г}_{\text{в.в}}$	Кол–во дышащих моллюсков
Контроль	0.448±0.105	6 из 6	0.441±0.091	6 из 6	0.413±0.021	6 из 6
$\text{Cd}^{2+}$ 0,1 мг/л	0.350±0.124	5 из 5	–	0 из 7	–	0 из 7
$\text{Cd}^{2+}$ 0,5 мг/л	0.245±0.028	5 из 5	–	0 из 7	–	0 из 7
$\text{Cu}^{2+}$ 0,035 мг/л	0.378±0.154	5 из 5	0.413±0.112	5 из 5	–	0 из 5
$\text{Cu}^{2+}$ 0,35 мг/л	0.224±0.105	5 из 5	0.287±0.119	4 из 5	–	0 из 5
$\text{Zn}^{2+}$ 0,2 мг/л	0.406±0.133	5 из 5	0.119±0.070	3 из 6	–	0 из 6
$\text{Zn}^{2+}$ 2 мг/л	0.217±0.109	5 из 5	0.161±0.117	3 из 6	–	0 из 6

В целом можно сделать вывод, что острое (до 72 часов) и особенно длительное (10 суток) воздействие ТМ приводит к ухудшению функционального состояния моллюсков исходя из того, что аэробная мощность уменьшается вплоть до невозможности ее оценить при полном смыкании створок. Полное смыкание створок при воздействии тяжелых металлов у моллюсков связано не с физиологическими реакциями адаптации, а является результатом токсического действия металлов на молекулярном уровне, приводящим к нарушению систем регуляции и угнетению аэробного метаболизма. В работе Шаланки [2] показано, что ТМ ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) влияют на проницаемость различных ионных каналов, приводя к выраженному изменению

активности аддуктора приводящих мышц, которые поддерживают фильтрующую активность, закрывая и открывая раковины.

Анализ всех полученных нами результатов позволяет сказать, что кадмий наиболее токсичен для двусторчатых моллюсков, что согласуется с литературными данными. Так, например, показано, что пороговая концентрация, приводящая к полному смыканию створок у перловицы обыкновенной *Unio pictorum* в течение 2 часов, для ионов меди составляет 68 мг/л, а для кадмия 1,8 мг/л [6]. Наши результаты подтверждают гипотезу, что в сублетальных концентрациях эссенциальные металлы  $\text{Cu}^{2+}$  и  $\text{Zn}^{2+}$  действуют на дыхательную систему преимущественно за счет нарушения функции жабр, что приводит к развитию внутренней гипоксии, однако репарация может быть осуществлена даже при «высоких» сублетальных концентрациях. Более токсичный металл  $\text{Cd}^{2+}$  воздействует на дыхательную систему на всех уровнях организации, включая само клеточное дыхание [7]. Возможно, это объясняется тем, что атомный радиус кадмия практически полностью совпадает с радиусом ионов двухвалентного кальция ( $\text{Ca}^{2+}$ ), поэтому кадмий, «маскируясь» под кальций, который является важнейшим регулятором многих внутриклеточных процессов, осуществляет свое токсическое воздействие наиболее выражено, вызывая гибель клеток и организма в целом. Также показано, что загрязнения различной природы, особенно тяжелые металлы, оказывают ингибирующее влияние на отдельные группы ферментов, главным образом, кислородтранспортной и кислородакцепторной систем, приводящее к глубокой перестройке метаболизма в целом [1, 3].

#### Список литературы:

1. Naimo T.J. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels // *Ecotoxicology*. 1995. Vol.4. P. 341–362.
2. Salanki J. Heavy metal induced behaviour modulation in mussels: possible neural correlates // *Acta Biol. Hungaria*. 1992. № 43. P. 375–386.
3. Molnar, N., Fong P.P. Toxic effects of copper, cadmium, and methoxychlor shown by neutral red retention assay in two species of freshwater mollusks // *The Open Environmental Pollution and Toxicology Journal*. 2012. Vol.3. P. 65–71.
4. Шаров А.Н., Березина Н.А., Куприянов И., Сладкова С. В., Камардин Н. Н., Шигаева Т.Д., Кудрявцева В.А., Холодкевич С. В. Кадмий в восточной части Финского залива. Содержание и воздействие на моллюсков *Limecola Baltica* // *Геохимия*. 2022. Т. 67. № 7. С. 686–695.
5. Byrne RA, O'Halloran J. The role of bivalve mollusks as tools in estuarine sediment toxicity testing: a review // *Hydrobiologia*. 2001. Vol. 465. P. 209–217.
6. Попов. А.Н., Фоминых А.С., Ушакова О.С., Мухутдинов В.Ф., Сечкова Н.А. Определение чувствительности моллюсков, инсталлированных в системе оперативного мониторинга токсичности воды «Simbio» к воздействию загрязняющих веществ. Сообщение 1. Ионы тяжелых и цветных металлов в интервале концентраций 0–20 ПДК для культурно-бытовых водных объектов. Водное хозяйство России. 2011. № 2. С. 72.
7. Spicer J.I., Weber R.E. Respiratory impairment in crustaceans and molluscs due to exposure to heavy metals // *Comp. Biochem. Physiol. C*. 1991. Vol. 100. № 3. P. 339–342.

### ЛЕТНИЙ ФИТОПЛАНКТОН РАЙОНА КИЖСКИХ ШХЕР ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ЕГО ИЗМЕНЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АНТРОПОГЕНННОГО ВЛИЯНИЯ

В.С. Смирнова

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
185030 г. Петрозаводск, Республика Карелия, SmirnovaLera24@yandex.ru*

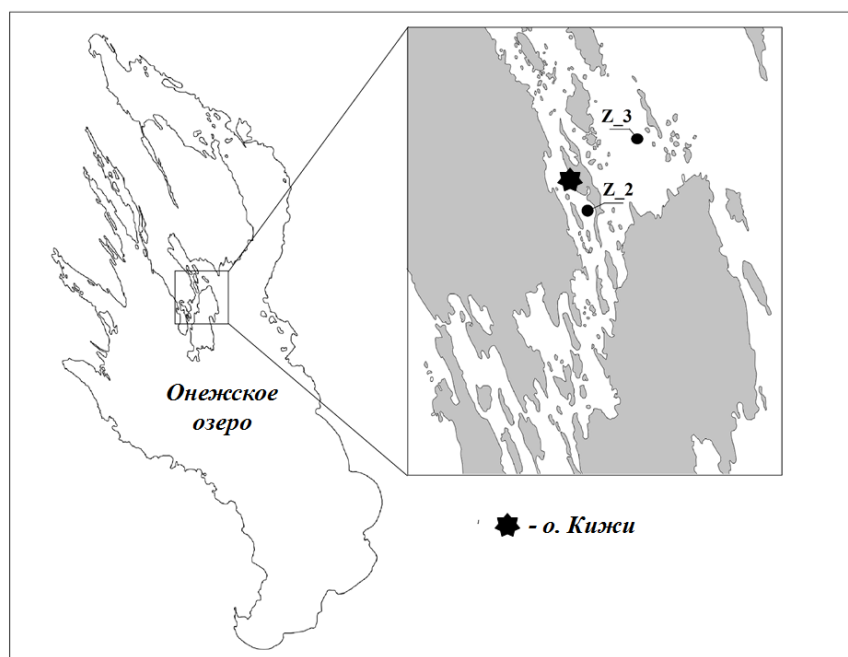
Дана количественная и структурная характеристика летнего фитопланктона района Кижских шхер Онежского озера в современный период. Отмечено увеличение количественных показателей развития фитопланктона в летний период по сравнению с многолетними исследованиями.

Кижские шхеры располагаются в северо-западной части Онежского озера и отличаются уникальным геологическим строением от всех других районов водоема [1]. На данной территории благодаря геологическим и ландшафтным особенностям сформировались особые условия для развития биоценозов, как наземных, так и водных [1, 2]. На Кижском архипелаге располагаются Государственный заказник «Кижский» и музей-заповедник «Кижь» [1, 2]. Из-за большого количества водного транспорта, и хозяйственно-бытовых сточных вод, акватория данного района испытывает большую антропогенную нагрузку [2, 3].

Являясь первичным продуцентом органического вещества и начальным звеном в трофической цепочке, фитопланктон быстро реагирует на различные изменения в водной среде, тем самым являясь одним из главных индикатором состояния окружающей среды [4, 5]. В фитоценозе Онежского озера наиболее высоким видовым разнообразием отличается летний фитопланктон.

Целью исследования являлось оценить современное состояние летнего фитопланктона района Кижских шхер Онежского озера и его возможные изменения в результате антропогенного влияния.

Пробы фитопланктона были отобраны в июле–августе в 2020 г. и 2022 г. в поверхностном слое (0.5 м) на станциях Z\_2 (глубина 5 м) и Z\_3 (глубина 10 м) (рис.). Температура воды поверхностного слоя на изучаемых станциях составляла в среднем  $19.4 \pm 0.96^{\circ}\text{C}$ .



**Рисунок.** Карта–схема расположения станций отбора проб фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера.

Пробы воды объемом 500 мл отбирали батометром Рутнера. Дальнейшую обработку материала проводили по общепринятым методам в гидробиологии. Видовое разнообразие сообщества фитопланктона оценивалось по индексу Шеннона–Уивера (H). К категории доминирующих видов относили виды с численностью и/или биомассой более 10%, к массовым видам – более 5%. Индикаторная значимость видов фитопланктона определялась по методике [4, 5]. Индекс сапробности воды (S) рассчитывался по методу Пантле–Бука в модификации Сладечека, зона сапробности воды определялась по [6]. Статистическая обработка данных выполнялась методом непараметрической статистики (коэффициент ранговый корреляции Спирмена) в пакете Statistica Advanced 10 for Windows Ru.

В составе фитопланктона в районе Кижских шхер на момент исследования было выявлено 105 таксонов, в том числе, 97 таксонов водорослей рангом ниже рода, 8 таксонов рангом до рода, принадлежащих к 7 систематическим отделам: Bacillariophyta – 38 (36.2%), Chlorophyta – 29 (27.6%), Cyanobacteria – 16 (15.2%); Chrysophyta – 15 (14.3%); Euglenophyta – 3 (2.9%); Cryptophyta – 1 (1%), Dinophyta – 3 (2.8%). По сравнению с ранними исследованиями видовой состав фитопланктона не претерпел изменений [3].

**Таблица 1.** Доминантные и массовые виды летнего фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера в период исследования

Показатель	Доминантные виды	Массовые виды
N (тыс.кл./л)	<i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G. S. West <sup>Cyan</sup> <i>Gomposphaeria lacustris</i> Chod. <sup>Cyan</sup> <i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West <sup>Cyan</sup> <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. <sup>Chry</sup> <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. <sup>Chry</sup>	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West <sup>Cyan</sup> <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. <sup>Chry</sup> <i>Pediastrum duplex</i> Meyen. <sup>Chl</sup>
B (мг/л)	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof. <sup>Chry</sup> <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. <sup>Chry</sup> <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. <sup>Chry</sup> <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz. <sup>Bac</sup> <i>Melosira varians</i> Ag. <sup>Bac</sup> <i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kirchn. <sup>Bac</sup> <i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank <sup>Din</sup>	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Sim. <sup>Bac</sup> <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt. <sup>Bac</sup> <i>Dinobryon sertularia</i> Ehr. <sup>Chry</sup> <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. <sup>Chry</sup>

Примечание: Надстрочные обозначения принадлежности к отделу: Bac – Bacillariophyta; Chl – Chlorophyta; Cyan – Cyanobacteria; Chry – Chrysophyta; Din – Dinophyta.

В настоящее время (2020 г. и 2022 г.) в доминантный комплекс по биомассе (B) входили виды диатомовых, динофитовых и золотистых водорослей, по численности (N) в основном выступали виды

цианобактерий и золотистых водорослей (табл. 1). Массовые виды были представлены Chrysophyta и Bacillariophyta (по В), Cyanobacteria, Chrysophyta и Chlorophyta (по N) (табл. 1). Индекс Н составлял  $3.46 \pm 0.17$  (по N),  $3.18 \pm 0.34$  (по В), что говорит о высоком видовом разнообразии сообщества фитопланктона в период исследования.

Одним из важных показателей органического загрязнения водных экосистем является индекс сапробности [4]. В результате анализа сапробиологических характеристик видов фитопланктона, обнаруженных в районе Кижских шхер Онежского озера на момент исследования, и расчета индекса сапробности ( $S = 1.61 \pm 0.09$ ), данный тип вод можно отнести к  $\beta$ -мезосапробному (3 класс качества воды, удовлетворительно–чистая).

Таблица 2. Статистические характеристики основных групп фитопланктона района Кижских шхер в летний период

Показатели фитопланктона	$M \pm m$	$\frac{\min}{\max}$
$N_{\text{cyan}}$ (тыс.кл./л)	$4239.1 \pm 752.7$	$\frac{2006.3}{5287.5}$
$N_{\text{chry}}$ (тыс.кл./л)	$1728.1 \pm 781.6$	$\frac{550}{4025}$
$B_{\text{chrys}}$ (мг/л)	$2.192 \pm 1.03$	$\frac{0.662}{5.21}$
$B_{\text{bac}}$ (мг/л)	$1.157 \pm 0.3$	$\frac{0.564}{1.73}$
$B_{\text{Din}}$ (мг/л)	$0.16 \pm 0.06$	$\frac{0.079}{0.274}$

Примечание:  $M \pm m$  – среднее значение и ее ошибка; min/max – минимальные и максимальные значения.

В отличие от многолетних наблюдений развития фитопланктона, в летний период в 2020 г. и 2022 г. в районе исследования наблюдались высокие количественные показатели развития микроводорослей. Общая численность ( $N_{\text{tot}}$ ) варьировала 4637.5–9987.5 тыс.кл./л, а общая биомасса ( $B_{\text{tot}}$ ) фитопланктона изменялась в пределах 1.662–7.210 мг/л. На момент исследования наибольшую долю по численности представляли цианобактерии ( $N_{\text{cyan}}$ ) и золотистые ( $N_{\text{chry}}$ ), а наибольший вклад в биомассу составляли золотистые ( $B_{\text{Chry}}$ ), диатомовые ( $B_{\text{bac}}$ ) и динофитовые ( $B_{\text{Din}}$ ) водоросли (табл. 2). Остальные отделы микроводорослей были представлены в наименьшем количестве. По показателям летнего фитопланктона в период исследования состояние экосистемы характеризовалось как мезо–эвтрофное [7].

Влияние антропогенной нагрузки на акваторию Кижского архипелага указывает увеличение количественных показателей развития фитопланктона ( $N_{\text{tot}}$  и  $B_{\text{tot}}$ ), которые оказались значимо ( $p < 0.05$ ;  $n = 10$ ) выше значений, наблюдаемых ранее 1996–2010 гг. [8]. Увеличение  $N_{\text{tot}}$  и  $B_{\text{tot}}$  произошло в первую очередь за счет видов цианобактерий ( $p < 0.05$ ;  $n = 10$ ). Кроме того, по сравнению с многолетними данными увеличилась численность зеленых и эвгленовых водорослей ( $p < 0.05$ ;  $n = 10$ ).

Таким образом, в районе Кижских шхер Онежского озера в 2020 г. и 2022 г. было отмечено интенсивное развитие летнего фитопланктона. Об увеличении антропогенной нагрузки от водного транспорта, туризма и рекреации служат признаки начала перестройки структуры альгоценоза района Кижских шхер, о которых можно судить по увеличению численности цианобактерий, одного из главных индикаторов процесса эвтрофирования водоемов, а также зеленых и эвгленовых водорослей. Состояние экосистемы в период исследования характеризовалось, как мезо–эвтрофное.

*Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23–17–20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>.*

#### Список литературы:

1. Дейнес Ю.Е. Геологическое строение острова Киж по геофизическим данным // Материалы XXIV Молодёжной научной конференции, посвящённой памяти чл.–корр. АН СССР К.О. Кратца «Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии северо–запада России». Апатиты, 7–10 октября 2013 г. Апатиты: Изд–во К & М, 2013. С.43–45.
2. Капитонова С.А. Киж: Экологические проблемы // Водная среда: комплексный подход к изучению, охране и использованию. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2008. С.108–112.
3. Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Тимакова Т.М. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера // Труды Карельского научного центра РАН. Серия Б. «Биогеография Карелии». Вып.1. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. С.113–120.
4. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей–индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
5. Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П., Паламарь–Мордвинцева Г.М., Ветрова З.И., Кордюм Е.Л., Мошкова Н.А., Приходькова Л.П., Коваленко О.В., Ступина В.В., Царенко П.М., Юнгер В.П.,

- Радченко М.И., Виноградова О.Н., Бухтиярова Л.Н., Разумна Л.Ф. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова Думка, 1989. 608 с.
6. Оксикюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л.П., Линник П. Н., Кузьменко М. И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. № 4. С.62–76.
7. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.
8. Сярки М.Т., Теканова Е.В., Чекрыжева Т.А., 2015. Планктон пелагиали Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2015620274. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 13 февраля 2015 г.

## СРАВНЕНИЕ СУБЛЕТАЛЬНЫХ ЭФФЕКТОВ СУЛЬФАТА ЛАНТАНА, СУЛЬФАТА МЕДИ И ИХ СМЕСЕЙ МЕТОДАМИ ЭКСПРЕСС–БИОТЕСТИРОВАНИЯ

М.А. Сысолятина, А.С. Олькова

ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет»,  
610000 ул. Московская, д. 36, Киров, Кировская обл., [usr22523@vyatsu.ru](mailto:usr22523@vyatsu.ru)

Проводили оценку токсичности растворов сульфата лантана, меди и их смеси на тест–организмах *Escherichia coli* M–17, *Paramecium caudatum* Ehrenberg, *Daphnia magna* Straus. *E. coli* наиболее чувствительна к сульфату меди, а *P. caudatum* – к действию сульфата лантана и смеси солей. Показано, что в растворе смеси веществ лантан потенцирует действие меди с возрастанием эффектов в растворах по экспресс–реакциям.

С каждым годом производство и потребление редкоземельных элементов (РЗЭ) нарастает. Большая часть РЗЭ используется в виде комплексных соединений и сплавов, в том числе с тяжелыми металлами (ТМ). Например, современные высокотехнологичные производства средств связи и микроэлектроники, медицинского оборудования, производства оборонной сферы зависят от сплавов на основе РЗЭ (Liao et al., 2021). Следовательно, содержание РЗЭ и их соединений в окружающей среде неуклонно растёт.

В связи с этим интерес к совместному действию РЗЭ и элементов других химических групп на живые организмы увеличивается. Наблюдаемый эффект зависит от сочетания действующих веществ, организма, воспринимающего воздействие, и оцениваемой реакции. Так, смесь РЗЭ и Zn в тестах на молоди радужной форели проявила эффект синергизма в отношении генотоксичности и повышении лабильности Zn в жабрах рыб (Nanana et al., 2021). В экспериментах на *Triticum aestivum* сочетание Fe и РЗЭ напротив привело к антагонизму по сравнению с действием отдельных элементов по механизму снижения биодоступности за счет образования осадка (Gong et al., 2021).

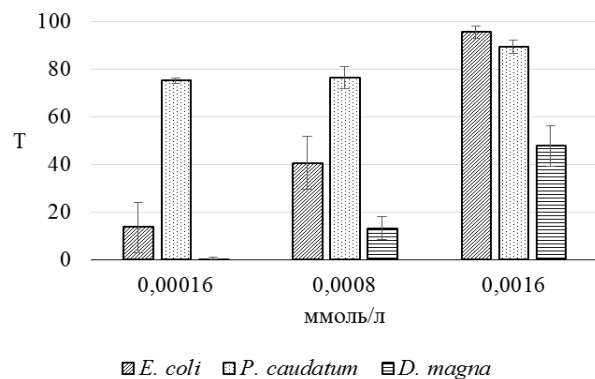
Следовательно, актуально исследование эффектов совместного действия РЗЭ и ТМ, а также поиск наиболее чувствительных методов биотестирования и тест–организмов, способных улавливать наименьшие сублетальные концентрации целевых элементов.

Проводили биотестирование модельных растворов, содержащих ионы меди, лантана и их смеси. Токсикантами были растворы сульфата меди  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  и сульфата лантана  $\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , содержащие расчетные концентрации ионов металлов 0.0016, 0.0008 и 0.00016 ммоль/л. Растворы с комбинацией солей меди и лантана содержали аналогичные концентрации действующих ионов металлов, их молярное соотношение было равным – 1:1.

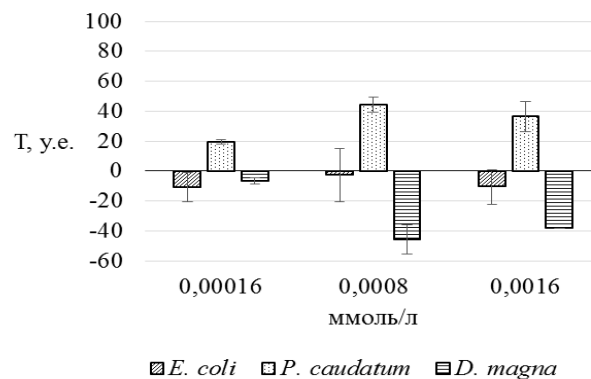
В качестве тест–организмов выступили *D. magna*, *P. caudatum* и лиофилизированная культура люминесцентного штамма генно–инженерных бактерий *E. coli* (торговая марка «тест–система «Эколюм»»). Оценивали экспресс–реакции на токсическое воздействие: изменение двигательной активности *D. magna*, хемотаксиса *P. caudatum*, биолюминесценции суспензии *E. coli*. Эксперименты проводили в соответствии с двумя аттестованными методиками (ПНД ФТ 14.1:3:4.2–98, ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11–04) и одним стандартным методом в модификации (Olkova, Zimonina, 2020). Результаты выражали в процентах относительно контрольных значений, используя универсальную формулу  $T = ((K - \text{Оп}) / K) \cdot 100$ , где Т – индекс токсичности, К – контроль, Оп – опыт (табл.).

В данном эксперименте растворы с ионами меди можно рассматривать как универсальный модельный токсикант. С этой точки зрения, все тест–организмы проявили закономерные реакции на действие возрастающих концентраций  $\text{Cu}^{2+}$  (рис. 1).

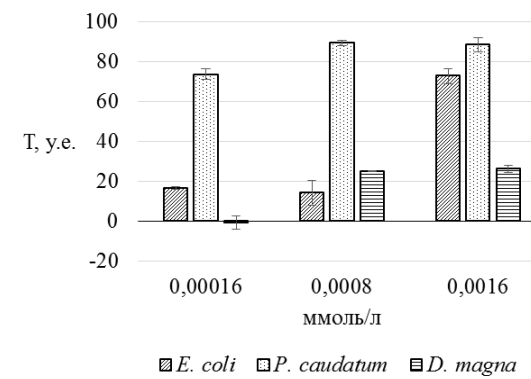
Реакции всех используемых тест–организмов закономерно, но в разной степени, увеличивались в ответ на возрастание действующих концентраций ионов меди. Наименьшие индексы токсичности Т наблюдались по результатам биотестов на *D. magna*. В растворе с максимальной тестируемой концентрацией меди (0,0016 ммоль/л) Т не превысил 50% от контрольных данных (47.7 у.е.). Инфузории *P. caudatum* проявили высокую чувствительность к меди в диапазоне 0.00016–0.0016 ммоль/л: Т варьировал от 76.1 до 89.4 у.е.



**Рис. 1.** Чувствительность тест-организмов к сульфату меди.



**Рис. 2.** Чувствительность тест-организмов к сульфату лантана



**Рис. 3.** Чувствительность тест-организмов к смеси сульфата меди и лантана.

Таблица. Индексы токсичности растворов сульфата лантана, сульфата меди и их смесей

Тест-организм	Концентрация тестируемых растворов в расчёте на ион/ы металла/ов, ммоль/л								
	0,00016			0,0008			0,0016		
	La <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup> + La <sup>3+</sup>	La <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup> + La <sup>3+</sup>	La <sup>3+</sup>	Cu <sup>2+</sup>	Cu <sup>2+</sup> + La <sup>3+</sup>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>E. coli</i>	-10,9±9,8	13,5±10,6	16,5±0,6	-2,8±17,7	40,5±11,1	13,9±6,3	-10,6±11,6	95,5±2,5	72,7±3,8
<i>P. caudatum</i>	19,5±1,5	75,1±1,1	73,5±2,7	44,2±5,0	76,3±4,5	89,2±1,5	36,4±10,2	89,4±2,7	88,3±3,5
<i>D. magna</i>	-6,8±2,0	0,5±0,3	-0,9±3,4	-45,7±9,7	13,1±4,7	24,8±0,3	-38,5±0,2	47,7±8,6	26,1±1,7

Максимальное возрастание эффекта меди отметили для *E. coli*: разница индексов Т для наименьшей и наибольшей из тестируемых концентраций составила 7.1 раз. Следовательно, чувствительность экспресс-методов биотестирования к меди можно представить последовательностью: *E. coli* > *P. caudatum* > *D. magna*.

Чувствительность выбранных методов к загрязнению воды лантаном также различалась (рис. 2).

Угнетающее действие сульфата лантана отмечено только для *P. caudatum*, для остальных тест-организмов значения индекса Т находились в зоне стимуляции. Стимуляция двигательной активности *D. magna* максимальна в растворе 0,0008 ммоль/л в расчете на  $\text{La}^{3+}$  и достоверно снижается при повышении концентрации металла в 2 раза, на основании чего можно предположить переход реакций *D. magna* в зону угнетения при дальнейшем повышении концентраций  $\text{La}^{3+}$ . Эффекты лантана на *E. coli* в диапазоне 0,00016–0,0016 ммоль/л значимо не отличались между собой, что говорит о низкой чувствительности данных бактерий к лантану. Результаты биотестов на *P. caudatum* показали достоверное возрастание индексов Т при возрастании действующей концентрации от 0,00016 к 0,0008 ммоль/л и отсутствие отличий в растворах 0,0008 и 0,0016 ммоль/л, что, вероятно, связано с низкой токсичностью лантана по сравнению, например, с медью. Ряд чувствительности тест-организмов к действию лантана следующий: *P. caudatum* > *D. magna* > *E. coli*.

Наибольший интерес представляют результаты реакций тест-организмов на растворы, содержащие смесь сульфата меди и лантана (рис. 3).

Как и в случае с сульфатом меди, прослеживается тенденция закономерного возрастания токсического действия смеси солей с повышением концентрации. В тесте на *E. coli* действие смеси, в сравнении с сульфатом меди, ниже: в концентрациях 0,0008 и 0,0016 ммоль/л в 2,9 и 1,3 раза соответственно. Это можно объяснить тем, что в растворе, содержащем 2 разных металла, меди, как наиболее токсичного агента, в 2 раза меньше, чем в растворе, содержащем только сульфат меди. Также эта тенденция согласуется с наименьшей чувствительностью *E. coli* к лантану по сравнению с двумя другим тест-организмами.

Результаты теста по реакциям *P. caudatum* показывают, что эквимольные растворы с сульфатом меди и смесью солей оказывают одинаковое действие на простейших ( $p > 0,05$ ). Учитывая этот факт и то, что эффекты  $\text{La}^{3+}$  ниже, чем эффекты аналогичных концентраций  $\text{Cu}^{2+}$  в 3.8–1.7 раз, можно сделать вывод, что лантан потенцирует (усиливает) действие меди. Вероятно, в эффект потенцирования меди вносит вклад и максимальная чувствительность *P. caudatum* к лантану. Двигательная активность *D. magna* в растворе с комбинацией ионов металлов как превышала эффекты эквимольных растворов меди (в 1.9 раз, вариант 0.0008 ммоль/л), так и была меньше действия условного модельного токсиканта (в 1.8 раз, вариант 0.0016 ммоль/л). Следовательно, необходимо уточнение совместных эффектов сульфата меди и сульфата лантана на *D. magna*. По результатам проведенных опытов чувствительность к смеси сульфата меди и лантана выражается таким образом: *P. caudatum* > *E. coli* > *D. magna*.

В целом, совокупность проанализированных результатов показала разную чувствительность тест-организмов в тестах по оценке экспресс-реакций к сульфату меди, сульфату лантана и их смесям. *E. coli* наиболее чувствительна к сульфату меди, а *P. caudatum* к действию сульфата лантана и смеси солей. Рачки *D. magna* в тесте по двигательной активности проявили среднюю и низкую чувствительность к тестируемым растворам.

#### Список литературы:

1. Методика определения токсичности проб питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс методом с применением прибора «Биотестер» ПНД Ф Т 14.1.3:4.2–98 (ред. 2010г.).
2. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолуминесценции тест-системой «Эколюм» ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.11–04.
3. Olkova A., Zimonina N. Assessment of the Toxicity of the Natural and Technogenic Environment for Motor Activity of *Daphnia magna* // Journal of Ecological Engineering. 2020. Vol.21. P.11–16. DOI 10.12911/22998993/125459.
4. Liao X., Zhang J., He J., Fan W., Yu H., Zhong X., Liu Z. Development of cost-effective nanocrystalline multi-component (Ce, La, Y)–Fe–B permanent magnetic alloys containing no critical rare earth elements of Dy, Tb, Pr and Nd // Journal of Materials Science & Technology. 2021. Vol.76. P. 215–221. doi:10.1016/j.jmst.2020.11.027.
5. Gong B., He E., Romero-Freire A., Ruan J., Yang W., Zhan P., Qiu H. Do essential elements (P and Fe) have mitigation roles in the toxicity of individual and binary mixture of yttrium and cerium to *Triticum aestivum*? // Journal of Hazardous Materials. 2021. Vol.416, article number 125761. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125761>.
6. Hanana H., Kleinert C., Gagné F. Toxicity of representative mixture of five rare earth elements in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) juveniles // Environmental Science and Pollution Research. 2021. Vol.28. P.28263–28274. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12218-5>.



# ВЛИЯНИЕ АМОРФНОГО ФЕНОЛА И ЕГО ФРАКЦИЙ НА АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ СЛИЗИСТОЙ ОБОЛОЧКИ И ХИМУСА У РЫБ РАЗНЫХ ВИДОВ

А.Ф. Тарлева, В.В. Кузьмина

ФГБУН Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742, пос. Борок Ярославская обл., Некоузский р-н

Показано, что степень воздействия аморфного фенола в условиях *in vitro* на активность пептидаз зависит от его фракции, концентрации и локализации фермента. Аморфный фенол, как правило, снижает активность пептидаз лишь в низких концентрациях (0.03–0.13 ммоль/л), а в более высоких (0.25–0.50 ммоль/л) оказывает стимулирующий эффект.

Известно, что фенол относится к числу наиболее опасных для гидробионтов соединений, поступающих в поверхностные воды со стоками предприятий целлюлозно-бумажной, деревообрабатывающей, минеральной, химической, нефтяной и металлургической промышленности [6]. Наличие в воде фенола в концентрациях, превышающих ПДК (0.001 мг/л), негативно влияет на различные системы организма рыб: нервную, эндокринную, иммунную, репродуктивную и пищеварительную [3].

Аморфный фенол. Этот фенол имеет ту же формулу ( $C_6H_5OH$ ), однако он значительно отличается от стандартного кристаллического фенола (КФ) как внешне (сплошная масса или рыхлые “глыбки” желтоватого цвета), так и способностью переходить в жидкое состояние через 12 мес. хранения при комнатной температуре. КФ в течение многих лет сохраняет свою структуру, а температура его плавления 40.9°C [1].

Объекты исследования: карп *Cyprinus carpio* L. массой 8–10 г, выращенный на прудовой базе ИБВВ РАН «Сунога», судак *Zander luciperca* (L.) массой 480–560 г из Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Рыб после поимки в течение 1 ч доставляли в лабораторию. Сразу проводили биоанализ, изымали пищеварительный тракт и замораживали. Для получения ферментативно активных препаратов кишечника рыб помещали на ледяную баню, очищали от жира, разрезали вдоль, изымали содержимое, а затем специальным скребком снимали слизистую оболочку кишечника. Слизистую оболочку и содержимое (химус) от 5 экз. рыб каждого вида тщательно перемешивали, затем отбирали требуемое количество материала для приготовления исходного гомогената. Слизистую или химус гомогенизировали в стеклянном гомогенизаторе с небольшим количеством раствора Рингера для холоднокровных животных (103 mM NaCl, 1.9 mM KCl, 0.45 mM CaCl<sub>2</sub>) при температуре 0–4°C, полученные гомогенаты дополнительно разводили раствором Рингера до конечного разведения 1:99, pH 7.4. Для оценки влияния аморфного фенола (фирма Вектон) на активность пептидаз вначале прединкубировали 0.25 мл гомогената и 0.25 мл аморфного фенола в концентрациях 0.03–0.5 ммоль/л. Через 1 ч после начала прединкубации в пробирки добавляли 0.5 мл субстрата и смесь инкубировали еще 30 мин. Все операции проводили при температуре 20°C и непрерывном перемешивании. Активность пептидаз (преимущественно активность трипсина, КФ 3.4.21.4) оценивали по увеличению концентрации тирозина при температуре 20°C [5]. Об уровне ферментативной активности судили по приросту продуктов реакции за 1 мин инкубации субстрата и ферментативно активного препарата с учётом фона (количество тирозина в исходном гомогенате) в расчёте на 1 г сырой массы ткани, мкмоль/(г·мин). Интенсивность окрашивания определяли на фотокolorиметре (КФК–2) при  $\lambda=670$  нм. Результаты обработаны статистически при помощи стандартного пакета программ (Microsoft Office 2010, приложение Excel). Степень различия между средними арифметическими и ошибкой среднего ( $M \pm m$ ) оценивали с помощью анализа (ANOVA, LSD–тест) при  $p \leq 0.05$ – $p < 0.001$ .

Влияние аморфного фенола и его фракций на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника и химуса у бентофага карпа и ихтиофага судака. Степень влияния аморфного фенола и его фракций на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника и химуса у рыб видов различна (табл.). Аморфный фенол оказывает стимулирующий эффект, наиболее значительный для ферментов слизистой судака и ингибирующий эффект на ферменты химуса. У бентофага карпа наблюдается увеличение активности пептидаз слизистой оболочки при высоких концентрациях 0.13–0.50 ммоль/л. В случае химуса, характер влияния аморфного фенола на активность пептидаз схож.

При переходе в жидкое состояние аморфный фенол образует две четко различимые фракции: небольшая верхняя и в 4–5 раз большая по объёму нижняя фракция. Опыты показали, что верхняя фракция аморфного фенола сходным образом влияет на пептидазы слизистой оболочки кишечника и химуса у карпа, при низких концентрациях наблюдается ингибирующий эффект, при более высоких – стимулирующий, особенно в случае химуса.

У судака верхняя фаза аморфного фенола вызывает ингибирующий эффект в диапазоне концентраций 0.03–0.25 ммоль/л в большей мере по сравнению с химусом. При концентрации 0.50 ммоль/л действие верхней фазы аморфного фенола сменяется увеличением ферментативной активности слизистой оболочки на 69.4% и на 22.4 % химуса. Нижняя фракция аморфного фенола у обоих видов рыб в большинстве случаев оказывает ингибирующее действие на активность пептидаз, особенно при низких концентрациях токсиканта.

Таблица. Влияние аморфного фенола и его фракций на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника (1) и химуса (2) рыб

Аморфный фенол(АФ) и его фракции	Активность пептидаз кишечника рыб, мкмоль/(г·мин)					
	0*	0.03	0.06	0.13	0.25	0.50
Карп						
АФ	<u>4.76±0.17</u>	<u>4.22±0.09<sup>a</sup></u>	<u>4.05±0.24<sup>a</sup></u>	<u>4.88±0.21</u>	<u>4.97±0.20</u>	<u>5.39±0.09<sup>b</sup></u>
(1)	100	-12.4	-14.9	+2.6	+4.4	+13.6
Верхняя (1)	<u>4.84±0.10</u>	<u>4.76±0.11</u>	<u>4.72±0.12</u>	<u>5.76±0.28</u>	<u>5.59±0.18<sup>b</sup></u>	<u>6.1±0.18<sup>b</sup></u>
Нижняя	100	-1.7	+2.3	+19.0	+15.5	+24.1
(1)	<u>6.52±0.17</u>	<u>4.77±0.10<sup>b</sup></u>	<u>5.51±0.06<sup>b</sup></u>	<u>5.43±0.23<sup>b</sup></u>	<u>6.04±0.18</u>	<u>7.39±0.24<sup>b</sup></u>
АФ	100	-26.9	-15.4	-16.8	-7.4	+13.4
(2)	<u>4.30±0.17</u>	<u>3.88±0.12<sup>a</sup></u>	<u>4.13±0.09</u>	<u>4.88±0.16<sup>a</sup></u>	<u>5.47±0.23<sup>b</sup></u>	<u>5.51±0.24<sup>b</sup></u>
Верхняя (2)	100	-9.7	-3.9	+13.6	+27.2	+28.2
Нижняя (2)	<u>1.02±0.10</u>	<u>0.88±0.09</u>	<u>1.46±0.14<sup>a</sup></u>	<u>1.75±0.12<sup>b</sup></u>	<u>1.88±0.21<sup>a</sup></u>	<u>1.92±0.12<sup>b</sup></u>
	100	-14.3	+42.9	+71.4	+83.7	+87.8
	<u>2.00±0.08</u>	<u>1.50±0.08<sup>b</sup></u>	<u>1.21±0.12<sup>b</sup></u>	<u>1.34±0.16<sup>a</sup></u>	<u>1.42±0.21<sup>b</sup></u>	<u>1.38±0.09<sup>b</sup></u>
	100	-25.0	-39.6	-33.3	-29.2	-31.3
Судак						
АФ	<u>1.13±0.05</u>	<u>1.25±0.06</u>	<u>1.17±0.00</u>	<u>1.34±0.06</u>	<u>1.42±0.06<sup>b</sup></u>	<u>1.75±0.06<sup>b</sup></u>
(1)	100	+11.1	+3.7	+18.5	+25.9	+55.6
Верхняя (1)	<u>3.15±0.13</u>	<u>2.45±0.06<sup>b</sup></u>	<u>2.32±0.15<sup>b</sup></u>	<u>2.01±0.17<sup>b</sup></u>	<u>2.54±0.19<sup>a</sup></u>	<u>5.34±0.06<sup>b</sup></u>
	100	-22.2	-26.4	-36.1	-19.4	+69.4
Нижняя (1)	<u>1.88±0.22</u>	<u>1.40±0.25</u>	<u>1.09±0.05<sup>a</sup></u>	<u>2.14±0.15</u>	<u>2.45±0.20</u>	<u>2.93±0.32<sup>b</sup></u>
	100	-25.6	-14.0	+14.0	+30.2	+55.8
АФ	<u>8.06±0.12</u>	<u>6.55±0.12<sup>b</sup></u>	<u>6.85±0.08<sup>b</sup></u>	<u>6.30±0.09<sup>b</sup></u>	<u>6.47±0.05<sup>b</sup></u>	<u>6.26±0.20<sup>b</sup></u>
(2)	100	-18.7	-15.0	-21.8	-19.7	-22.3
Верхняя (2)	<u>12.51±0.12</u>	<u>10.19±0.22<sup>b</sup></u>	<u>10.76±0.27<sup>b</sup></u>	<u>11.73±0.16<sup>b</sup></u>	<u>11.77±0.21<sup>a</sup></u>	<u>15.31±0.97<sup>b</sup></u>
	100	-18.5	-14.0	-6.3	-5.9	+22.4
Нижняя (2)	<u>12.51±0.10</u>	<u>10.46±0.21<sup>b</sup></u>	<u>10.19±0.22<sup>b</sup></u>	<u>11.46±0.65</u>	<u>11.81±0.19<sup>a</sup></u>	<u>13.84±0.26<sup>b</sup></u>
	100	-16.4	-14.3	-8.4	-5.8	+10.5

Примечание: 1 – слизистая оболочка кишечника, 2 – химус, \* 0 – контроль, 0.03–0.5 – концентрации аморфного фенола, ммоль/л. Над чертой – ферментативная активность. а – различия между опытом и контролем достоверны при  $p < 0.05$ , б – при  $p < 0.01$ , в – при  $p < 0.001$ . Под чертой – изменение активности пептидаз, % контроля, принятого за 100%.

При обсуждении результатов, касающихся влияния аморфного фенола и его растворимых фракций на активность пептидаз, важно подчеркнуть, что концентрация фенола 0.50 ммоль/л или 47.1 мг/л сопоставима с концентрациями, наблюдающимися при антропогенном загрязнении водоемов [6]. Данные, касающиеся эффектов аморфного фенола, в ряде случаев существенно отличаются от результатов изучения влияния кристаллического фенола на активность пептидаз у тех же видов рыб. Как указывалось выше, наличие кристаллического фенола в тех же концентрациях, снижало активность пептидаз кишечника у представителей сем. карповых и щуковых. При этом пептидазы представителей сем. окуневых были относительно устойчивыми к действию фенола [2, 3]. У карпа выявлена стимуляция пептидаз химуса при максимальной концентрации аморфного фенола. При исследовании судака отмечена стимуляция активности пептидаз слизистой в диапазоне концентраций 0.13–0.50 ммоль/л и торможение активности пептидаз химуса во всем диапазоне исследованных концентраций аморфного фенола.

Также известно, что кристаллический фенол в сублетальной концентрации (3мкг/л) вызывает патологические изменения структуры и ультраструктуры мезонефроса у серебряного карася *Carassius auratus* [4]. Не исключено, что в условиях *in vivo* аморфный фенол и его жидкие фракции могут оказывать не только прямое, но и опосредованное влияние на синтез и активность пептидаз, поскольку фенол и его производные действуют не только на пищеварительную, но и другие системы организма, а также на метаболизм рыб [3].

Таким образом, степень воздействия аморфного фенола в условиях *in vitro* зависит от вида рыб, а также от локализации фермента (слизистая оболочка или полость кишечника в случае химуса). Предполагается, что в условиях *in vivo* аморфный фенол и образующиеся при его переходе в жидкое состояние фракции помимо прямого влияния могут оказывать опосредованное действие на активность пептидаз кишечника рыб.

#### Список литературы:

1. Гороновский И.Т., Назаренко Ю.П., Некряч Е.Ф. Краткий справочник по химии. Киев: Наук. думка, 1987. 829 с.
2. Кузьмина В.В., Тарлева А.Ф., Грачева Е.Л. Влияние различных концентраций фенола и его производных на активность пептидаз кишечника рыб // Биол. внутр. Вод. 2017. №2. С. 104–111.
3. Тарлева А.Ф., Шептицкий В.А., Кузьмина В.В. Реакция различных систем организма рыб на фенол и его производные (обзор) // Пробл. биол. продукт. жив. 2018. № 4. С. 27–44.
4. Флерова (Назарова) Е.А., Заботкина Е.А. Токсическое действие сублетальных концентраций фенола и нафталина на мезонефрос серебряного карася // Токсикол. вестник. 2012. № 4. С. 49–51.
5. Kuz'mina V.V., Skvortsova E.G., Shalygin M.V. Role of peptidases of the enteric microbiota and prey in temperature adaptations of the digestive system in boreal carnivorous fish // Inland Water Biol. 2019. Vol. 12. No. 2. P. 231–239.
6. Michałowicz J., Duda W. Phenols – Sources and Toxicity // Polish J. Environ. Stud. 2007. Vol. 16. No. 3. P. 347–362.

### МНОЖЕСТВЕННЫЕ ФОРМЫ ФЕРМЕНТАТИВНЫХ СИСТЕМ БРЮХОНОГИХ МОЛЛЮСКОВ ПРИ ДЕЙСТВИИ ПИРЕТРОИДОВ

Е.А. Тишина, Л.В. Поликарпова, Т.С. Дроганова, А.А. Лазарева, Н.В. Васильев

Государственный университет просвещения, МГОПУ,  
141014 Московская обл., г. Мытищи, ул. Веры Волошиной, 24, ecolab@mgou.ru

Проведена оценка влияния пиретроидов на активность кислой фосфатазы в тканях моллюска живородка речная *Viviparus viviparus* L. Получены данные, характеризующие активность и изменение состава множественных форм КФ живородки речной в норме и при воздействии альфа-циперметрина и свидетельствующие об изменении биосинтеза фермента в клетках пищеварительной железы живородки речной.

Пиретроиды в настоящее время являются инсектицидами первого ряда, которые применяются в самых различных направлениях борьбы с насекомыми. Это определяется высокой инсектицидной активностью, оптимальной продолжительностью защитного действия, низкими нормами расхода при применении и невысокой токсичностью для человека и животных. По механизму действия вещества из класса пиретроидов по отношению к насекомым являются нейротропными веществами, при попадании в организм членистоногих пиретроидные соединения связываются с липофильным окружением мембраны со стороны внутренней створки натриевого канала нервных клеток, что приводит к нарушениям в закрытии и открытии натриевых каналов [1].

По данным на 2021 год наиболее часто из класса пиретроидов применялся инсектицид альфа-циперметрин [2] – синтетический инсектицид, используемый для уничтожения насекомых и клещей. Применяется при обработке кукурузы, картофеля, гороха, яровой и озимой пшеницы, на территориях с неблагоприятной эпидемиологической обстановкой, а также и в бытовых условиях.

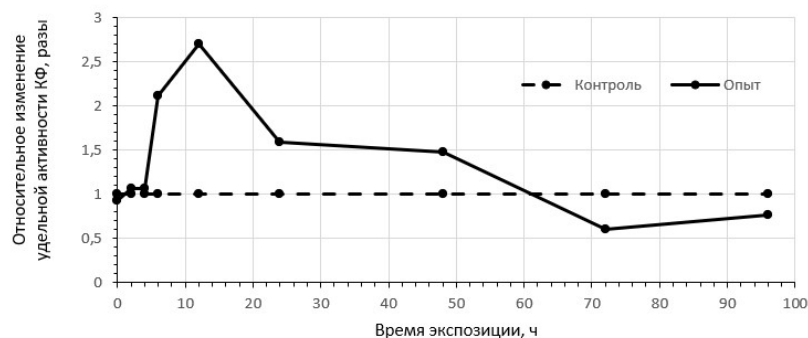
Альфа-циперметрин в результате смыва с обрабатываемых поверхностей с поверхностными и грунтовыми водами попадает в водные объекты. Он может передаваться по звеньям трофической цепи и оказывать существенное воздействие на гидробионтов [3]. В связи с этим целью настоящего исследования является биохимическое изучение воздействия альфа-циперметрина на моллюска живородка речная (*Viviparus viviparus* L.), который проявляет высокую чувствительность по отношению к экотоксикантам различных типов и рассматривался в ряде исследований как биомаркер загрязнения водной среды [4, 5, 6]. Данный моллюск довольно устойчив к загрязнениям водной среды, что позволяет исследовать его биохимические параметры. Интересным является его уникальный метаболизм, который способен адаптироваться к изменениям гидрохимического состава воды [5].

В настоящей работе для пресноводных моллюсков живородка речная исследовали изменение активности фермента кислая фосфатаза (КФ) при воздействии альфа-циперметрина, а также гетерогенность этого фермента методом электрофореза. В качестве материала для исследования были использованы гомогенаты тканей пищеварительной железы (гепатопанкреаса) и мышечной ткани ноги пресноводных моллюсков живородка речная. В качестве токсиканта был использован раствор альфа-циперметрина (торговое название ШАРПЕЙ МЭ) в концентрации, соответствующей 10 ПДК (ПДК<sub>вод.</sub> = 0,006 мг/л) [7]. Реакцию комплекса кислых фосфатаз живородки речной в ответ на токсическое действие альфа-циперметрина оценивали по результатам острого опыта (от 0 до 96 часов). Экспозиция опыта составляла 0, 2, 4, 6, 12, 24, 36, 48, 60, 72, 84 и 96 ч. Контрольные особи содержались в воде без добавления токсиканта в течение тех же временных интервалов. По истечении времени воздействия отбирали по 6 животных и немедленно препарировали их для извлечения пищеварительной железы и мышечной ткани методом вивисекции. Ткани гомогенизировали в фарфоровой ступке в течение 5 минут растиранием с битым кварцевым стеклом и

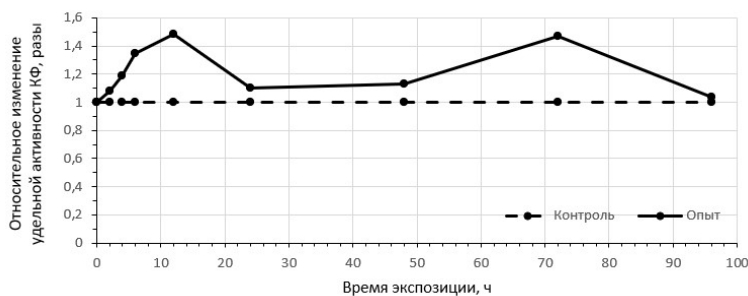
экстрагирующей жидкостью. В качестве экстрагирующей жидкости использовали 0,5%-ый раствор Тритон Х-100 на дистиллированной воде, прибавляемый в десятикратном объеме по отношению к навеске ткани. Экстракты очищали центрифугированием при 10000 g и 4°C в течение 30 мин на рефрижераторной центрифуге. Полученные супернатанты отбирали в чистые пробирки, хранили при температуре -18°C и использовали в дальнейших исследованиях.

Концентрацию белка в экстрактах определяли методом Лоури [8].

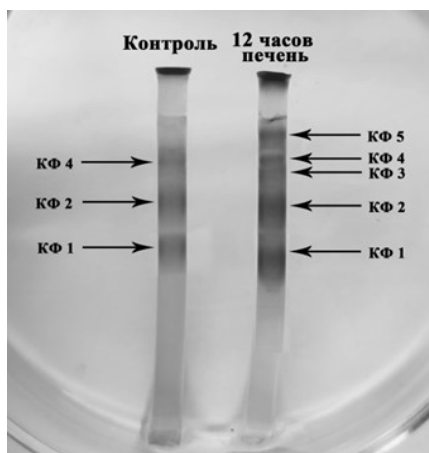
Активность кислой фосфатазы определяли спектрофотометрически по скорости гидролиза модельного субстрата – *n*-нитрофенилфосфата в 0,05 М ацетатном буфере с pH 4,1 (оптимальный для КФ пищеварительной железы и мышечной ткани живородки речной) при длине волны 415 нм против контролей. Количество образовавшегося *n*-нитрофенола определяли по калибровочной кривой, построенной по эталонным растворам *n*-нитрофенола концентрацией от 10 до 100 мкМ. За единицу активности (Е) принимали количество фермента, дающего прирост содержания продукта ферментативной реакции на 1 мкмоль за 1 мин [9].



**Рис. 1.** Изменение удельной активности КФ под действием альфа-циперметрина относительно контроля в тканях гепатопанкреаса живородки речной.



**Рис. 2.** Изменение удельной активности КФ под действием альфа-циперметрина относительно контроля в мышечной ткани живородки речной.



**Рис. 3.** Фотографии энзимогрaмм множественных форм кислой фосфатазы гепатопанкреаса живородки речной; ОЭП<sub>1</sub> = 0,32, ОЭП<sub>2</sub> = 0,24, ОЭП<sub>3</sub> = 0,15, ОЭП<sub>4</sub> = 0,11, ОЭП<sub>5</sub> = 0,05.

Молекулярную гетерогенность фермента выявляли при помощи вертикального электрофореза в колонках полиакриламидного геля (ПААГ) по классической методике Дэвиса [10] Зоны активности фермента выявляли по методике Лойда и соавт., модифицированной для гелей [11].

При анализе изменений активности фермента у моллюсков опытной группы по сравнению с моллюсками контрольной группы (рис. 1, 2) выявлено существенное увеличение активности в интервале времени от 4 до 12 часов как в мышечной ткани, так и в ткани гепатопанкреаса. Прирост активности в мышечной ткани менее ярко выражен, чем в ткани гепатопанкреаса. Вместе с тем активность в гепатопанкреасе к концу эксперимента практически приближается к значениям контроля, а в мышечной ткани воздействие не компенсируется в течение длительного периода.

На фоне увеличения активности кислой фосфатазы в промежуток времени от 6 до 24 часов токсического воздействия отмечен синтез новых множественных форм фермента в гепатопанкреасе моллюсков живородка речная (рис. 3). Обнаружение нескольких новых изоформ фермента кислая фосфатаза в белковых экстрактах гепатопанкреаса в отличие от мышечной ткани, свидетельствует о влиянии альфа-циперметрина на изменение его биосинтеза в клетках пищеварительной железы живородки речной. Появление нескольких форм фермента кислой фосфатазы в печени может представлять интерес для дифференциальной диагностики органических и функциональных поражений органов и тканей.

Таким образом, биохимические показатели воздействия альфа-циперметрина на моллюсков живородка речная позволяют использовать этот вид в качестве маркера загрязнения водной среды.

#### Список литературы:

1. Ткачев А.В. Пиретроидные инсектициды – аналоги природных защитных веществ растений // Соровский образовательный журнал. 2004. Том 8. №2. С. 56–63.
2. Ежегодник «Состояние загрязнения пестицидами объектов природной среды Российской Федерации в 2021 году». Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2022. 88 с.
3. Действие средства агрозащиты циперметрин на тестобъекты водной среды / Маллябаева, М.И., Файзуллина А.М., Балакирева С.В. // Наука, образование, производство в решении экологических проблем (Экология–2017): Материалы XIII Международной научно-технической конференции. В 2-х томах, Уфа, 30 апреля 2017 года. Том I. – Уфа: ГОУ ВПО «Уфимский государственный авиационный технический университет», 2017. С. 144–147.
4. Влияние фосфорорганических соединений на изменение качественного состава белков пресноводных моллюсков / Е. А. Тишина, Т. С. Дроганова, Л. В. Поликарпова // Трансформация экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов: Материалы международной научной конференции, Киров, 16–18 апреля 2019 года. – Киров: Вятский государственный университет, 2019. – С. 162–165.
5. Конин Д.Н., Коничев А.С. Влияние ионов тяжёлых металлов на протеолитическую активность в печени моллюсков *Viviparus viviparus* L. // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. 2007. № 1. С. 3–6.
6. Дроганова Т.С., Поликарпова Л.В., Коничев А.С. Белковые спектры печени живородки речной в норме и при интоксикации ионами свинца (II) // Теоретическая и прикладная экология. 2019. № 3. С. 109–113.
7. СанПиН 1.2.3685–21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».
8. Lowry O.H., Rosenbrought N.J., Farr A.L., Rangel R.L. Protein measurement with the Folin Phenol Reagent // J. Biol. Chem. 1951. Vol. 193. № 2. P. 265–275.
9. Heinonen J.K., Lahti R.A. A new and convenient colorimetric determination to the assay of inorganic pyrophosphatase // Anal. Biochem. 1981. Vol. 113 (№ 2). P. 313–317.
10. Devis B.J. Disc electrophoresis. Method and application to human serum proteinase // Ann. N.Y. Acad. Sci. 1964. Vol. 121. № 1. P. 404–427.
11. Лойда З., Госсрай Р., Шиблер Т. Гистохимия ферментов. Лабораторные методы. М.: Мир, 1982. 272 с.

### ВЛИЯНИЕ СБРОСА ТЕПЛЫХ ВОД КОНАКОВСКОЙ ГРЭС НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ТЮЛЬКИ ЧЕРНОМОРСКО–КАСПИЙСКОЙ

Д.Ю. Трофимов, Е.А. Заботкина

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., dytrof@ibiw.ru

Изучено влияние сброса вод Конаковской ГРЭС на гематологические показатели черноморско-каспийской тюльки. Обнаружено изменение соотношения лейкоцитов у рыб в Ивановском водохранилище ниже сброса теплых вод ГРЭС и верхнем участке Угличского водохранилища.

Тюлька черноморско–каспийская *Clupeonella cultriventris* Nordmann, 1840 – один из ярких примеров успешного вселения вида в новые местообитания, встраивания в пищевые цепочки и реализации стратегии выживания. Считается, что исходной формой для расселения по каскаду Волжских водохранилищ стали реликтовые популяции пресноводной формы тюльки, обитающие в пойменных озерах недалеко от

г. Саратов. Появление тюльки в водохранилищах Верхней Волги было зафиксировано в конце XX – начале XXI веков: в Рыбинском водохранилище этот вид впервые был обнаружен в 1994 г., в Иваньковском и Угличском водохранилищах – в 1999 г., в Шекснинском – в 2000 г. [1].

Этот пелагический вид стал одним из основных в спектре питания хищных видов рыб Волжского каскада. Его доля в пищевом комке колебалась и составляла в отдельные годы от 20% (у берша) до 60% (у судака). Тюлька относится к короткоцикловым видам с порционным нерестом, ее возраст в Угличском и Иваньковском водохранилищах не превышает 4 лет. Отмечены значительные колебания численности вида в разные годы и значительное снижение ее во время зимовки [1].

Анализ литературных данных показал, что основное внимание уделено анализу возрастного состава популяций, темпу роста, питанию тюльки в водохранилищах Волги. Единичные статьи посвящены исследованию особенностей водно-солевого обмена в периферической крови и тканей и состава пищеварительных ферментов в кишечнике у тюльки. Есть сведения об эритрограмме, содержании гемоглобина и общего белка и лейкоцитарной формуле в периферической крови тюльки Рыбинского водохранилища [2].

Не обнаружено данных о составе лейкоцитов и тромбоцитов в периферической крови у тюльки из каких-либо других водохранилищ. Лейкограмма – один из универсальных показателей, который позволяет оценить общее состояние здоровья рыб, влияние на него различных факторов среды и заболеваний различной этиологии. Известно, что соотношение различных форм лейкоцитов имеет сезонные, возрастные, видовые отличия. На этот показатель влияют температура [3], уровень гормонов (в том числе гормонов стресса), паразитарные инфекции.

Цель работы – анализ состава и соотношения лейкоцитов и тромбоцитов у тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) Иваньковского и Угличского водохранилищ и выявление факторов среды, оказывающих наибольшее влияние на гематологические показатели.

Материал для исследования отлавливали в августе 2019 г. в верхнем, центральном и нижнем участках Иваньковского (7 станций) и Угличского (6 станций) водохранилищ р. Волги в ходе рейса НИС “Академик Топчиев” (рис.). Отлов проводили мальковым тралом с поводцами 5–10 м при 15 мин тралении.

На каждой станции отбирали не менее 10 особей. Измеряли длину и массу рыб. После механического оглушения рыб способом каудэктомии приготавливали мазки периферической крови, которые фиксировали этиловым спиртом, высушивали на воздухе при комнатной температуре и окрашивали краской Романовского–Гимза на фосфатном буфере при pH 7.0.



**Рисунок.** Станции отбора проб на Иваньковском и Угличском водохранилищах. Стрелка указывает направление течения реки.

Анализ состава лейкоцитов и тромбоцитов и морфометрические измерения клеток крови проводили на мазках периферической крови при помощи цифрового микроскопа Keyence VHX–1000 под объективом Z–500 с встроенной программой морфометрического анализа.

Индекс обилия лейкоцитов определяли как среднее количество клеток на 100 полей зрения при постоянном увеличении  $\times 2000$ .

Для определения лейкограммы на каждом мазке подсчитывали не менее 200 лейкоцитов. Идентификацию клеток проводили по классификации Н.Т. Ивановой [4]: были выявлены гемоцитобласты,

моноциты, лимфоциты, миелоциты, метамиелоциты, палочкоядерные и сегментоядерные нейтрофилы. Долю каждого типа клеток выражали в %. Относительное количество тромбоцитов рассчитывали как долю от суммы лейкоцитов и тромбоцитов. Состав тромбоцитов рассчитывали как относительное количество (%) различных форм тромбоцитов: круглых, веретенных и голаядерных.

Результаты исследования представляли в виде средних и их ошибок. Статистическая обработка и графическое оформление результатов выполнены при помощи программ пакета Microsoft Office 2010 и STATISTIKA с оценкой значимости различий по t-тесту и U-тесту ( $p < 0.05$ ,  $p < 0.01$ ).

Длина и масса исследованных рыб для Иваньковского водохранилища составляла  $64 \pm 12$  мм и  $3.7 \pm 2.4$  г, для Угличского –  $72 \pm 12$  мм и  $5.1 \pm 2.4$  г. Большая часть рыб имела возраст 2+, около 5% выловленных рыб – 3+. В конце нагульного периода все рыбы имели стадию зрелости гонад II–III.

Индекс обилия лейкоцитов косвенно позволяет оценить их количество в периферической крови. Индекс обилия лейкоцитов показывает интенсивность лейкопоза и зависит от ряда факторов. Показано уменьшение индекса обилия лейкоцитов при действии пестицидов у осетровых, в период нереста у леща [1]. Результаты исследования показали, что индекс обилия лейкоцитов в крови у тюльки снижается от верхних участков водохранилищ к нижним и от Иваньковского водохранилища к Угличскому. (табл.), что позволяет предположить, что количество лейкоцитов у тюльки находится на более низком уровне, чем у карповых рыб [1]. Он косвенно свидетельствует о меньшем количестве лейкоцитов в крови у тюльки из Угличского водохранилища по сравнению с Иваньковским, что может быть результатом влияния температуры воды, содержания растворенного кислорода, количества зоопланктона. По данным Лазаревой с соавторами [5] в августе происходит резкое уменьшение содержания растворенного кислорода в придонных слоях Иваньковского водохранилища, в результате, в верхнем участке Угличского водохранилища после сброса обедненных кислородом вод, дефицит растворенного кислорода отмечали не только в придонных слоях, но и у поверхности, что сказывается на показателях развития зоопланктона, и следовательно, доступности пищи.

Таблица. Лейкограмма периферической крови тюльки Иваньковского и Угличского водохранилищ

Показатели \ Водохранилища	Иваньковское			Угличское		
	Верх	Центр	Низ	Верх	Центр	Низ
Индекс обилия лейкоцитов	$2.49 \pm 0.46^a$	$2.11 \pm 0.52$	$2.27 \pm 0.82$	$1.94 \pm 0.38$	$1.95 \pm 0.38$	$1.62 \pm 0.25^b$
Лейкоциты						
Лимфоциты	$72.79 \pm 11.10$	$67.13 \pm 10.75$	$58.40 \pm 8.68$	$66.19 \pm 10.73$	$70.94 \pm 7.69$	$74.00 \pm 12.00$
Моноциты	$7.00 \pm 4.00$	$4.88 \pm 3.72$	$7.30 \pm 4.16$	$2.88 \pm 1.22$	$2.00 \pm 1.75$	$5.83 \pm 4.17$
Бласты	$1.00 \pm 0.50$	$1.43 \pm 0.51$	$0.83 \pm 0.44$	$0.93 \pm 0.37$	$1.42 \pm 1.19$	$0.83 \pm 0.22$
Миелоциты	$5.43 \pm 2.35$	$11.44 \pm 5.44$	$8.60 \pm 2.48$	$6.13 \pm 2.38$	$9.00 \pm 4.63$	$7.08 \pm 4.11$
Метамиелоциты	$8.43 \pm 4.80^b$	$11.13 \pm 3.38$	$17.10 \pm 5.48^a$	$18.88 \pm 8.16^a$	$13.56 \pm 2.94$	$8.75 \pm 4.08^b$
ПЯН	$5.50 \pm 2.50$	$3.94 \pm 1.94$	$7.10 \pm 1.32$	$4.56 \pm 1.58$	$2.94 \pm 1.19$	$3.67 \pm 1.83$
СЯН	$2.75 \pm 0.25$	$0.50 \pm 0.00$	$1.25 \pm 0.75$	$0.90 \pm 0.32$	$1.00 \pm 0.50$	$0.50 \pm 0.00$
Тромбоциты						
Доля тромбоцитов	$64.28 \pm 10.14$	$65.35 \pm 8.16$	$63.03 \pm 9.59$	$69.06 \pm 7.87$	$74.13 \pm 4.95$	$73.90 \pm 4.31$
Круглые	$20.12 \pm 6.45$	$22.22 \pm 5.57$	$22.16 \pm 8.08$	$23.79 \pm 7.18$	$24.34 \pm 13.19$	$21.38 \pm 5.93$
Веретенновидные	$56.06 \pm 10.06$	$45.45 \pm 11.86$	$46.18 \pm 7.95$	$58.73 \pm 9.16$	$51.71 \pm 9.51$	$57.07 \pm 10.09$
Голаядерные	$23.81 \pm 7.83$	$32.33 \pm 8.88$	$31.66 \pm 3.60$	$17.48 \pm 5.82$	$23.95 \pm 6.83$	$21.56 \pm 5.09$

Примечание: верхний индекс показывает достоверные различия.

Результаты исследования показали, что лейкограмма периферической крови тюльки Иваньковского и Угличского водохранилищ (табл.) представлена следующими элементами белой крови: агранулоциты (лимфоциты и моноциты), бластные клетки, гранулоциты (миелоциты, метамиелоциты, палочко– (ПЯН) и сегментоядерные нейтрофилы(СЯН)).

Соотношение долей различных форм лейкоцитов у тюльки отличается в Иваньковском и Угличском водохранилищах. Относительное количество лимфоцитов снижается от верхних к нижним участкам Иваньковского водохранилища, и напротив, возрастает в Угличском (от 73 до 58% (достоверно отличаются при  $p < 0.05$ ) от 66 до 75%, соответственно). Их уровень в верхнем участке Иваньковского и нижнем Угличского сравним с таковым, приводимым для рыб, выловленных в Рыбинском водохранилище [2]. Доля моноцитов в крови увеличивалась от верхнего участка к нижнему у рыб, как в Иваньковском, так и Угличском водохранилищах, но на всех станциях была больше, чем у тюльки Рыбинского водохранилища (2–7% в Иваньковском и Угличском и 0.8% в Рыбинском водохранилищах) [2].

Относительное количество гранулоцитов (как незрелых (миелоцитов и метамиелоцитов), так и зрелых (ПЯН)), как и моноцитов, возрастало от верхнего к нижнему участку Иваньковского водохранилища, и уменьшалось в Угличском. Доли метамиелоцитов в верхних и нижних участках водохранилищ достоверно отличались друг от друга (8.4 и 17.1% в Иваньковском и 18.9 и 8.8% в Угличском водохранилище при

$p < 0.05$ ). Относительное количество ПЯН варьировало от 3 до 6% и, так же, как и доли метамиелоцитов, было наибольшим в нижнем участке Иваньковского–верхнем Угличского водохранилищ. СЯН были обнаружены только у половины исследованных рыб в обоих водохранилищах. Их доля была наибольшей у рыб из верхнего участка Иваньковского водохранилища (Табл.).

Известно, что снижение доли лимфоцитов (лимфопения) и повышение долей нейтрофилов (нейтрофилия) является неспецифической реакцией организма рыб на стресс, вызванный различными факторами: токсикантами органической и неорганической природы, изменением температуры воды [3].

Невысокие доли СЯН, присутствие их только у половины исследованных рыб и высокое содержание незрелых форм нейтрофилов (миелоцитов и метамиелоцитов) позволяют предположить гибель зрелых форм клеток (сегментоядерных нейтрофилов), и поступление в периферическую кровь клеток из кроветворных органов. Подобный характер изменения лейкограммы может свидетельствовать о том, что нижняя часть Иваньковского водохранилища является менее благоприятной для обитания тюльки из-за более высокой антропогенной нагрузки – воздействия сточных вод предприятий г. Конаково и распространения больших объемов сбросов подогретых вод Конаковской ГРЭС [6]. Как уже упоминалось выше, это влияние распространяется и на верхний участок Угличского водохранилища [7].

#### Список литературы:

1. Трофимов, Д.Ю., Цельмович О.Л., Заботкина Е.А. Лейкоциты и тромбоциты периферической крови тюльки черноморско–каспийской (*Clupeonella cultriventris*, Nordmann 1840) Иваньковского и Угличского водохранилищ // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2022. № 100(103). С. 17.
2. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б., Середняков В.Е., Нестерова Т.А. Экологическая пластичность гематологических показателей пресноводных костистых рыб // Труды Института биологии внутренних вод РАН. – 2015. – №. 72 (75). – С. 16–29.
3. Голованов В.К., Заботкина Е.А., Некрутов Н.С., Грачёва Е.Л. Влияние высокой температуры на показатели крови у молоди серебряного карася *Carassius auratus* и головешки–ротана *Perccottus glenii* // Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство. – 2016. – №. 1. – С. 99–106.
4. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Лег. и пищ. пром–сть, 1983. –184 с.
5. Лазарева В. И., Степанова И.Э., Цветков А.И., Пряничникова Е.Г., Перова С.Н. Кислородный режим водохранилищ Волги и Камы в период потепления климата: последствия для зоопланктона и зообентоса // Труды Института биологии внутренних вод им. ИД Папанина РАН. – 2018. – №. 81. – С. 47–84.
6. Григорьева И.Л., Федорова Л.П., Чекмарева Е.А. Современное гидроэкологическое состояние Иваньковского водохранилища в районе отвода подогретых вод от Конаковской ГРЭС // Вестник ТвГУ. Серия "География и Геоэкология". 2019. № 1 (25). С. 23–38.
7. Кузовлев В.В., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Федорова Л.П., Чекмарева Е.А. Результаты исследования влияния объектов теплоэнергетики Тверской области на гидроэкологическое состояние водоемов–охладителей // Труды региональных научных проектов Тверской области 2018 года в сфере фундаментальных исследований. – 2018. – С. 61–68.

### ВЛИЯНИЕ РТУТИ, МАГНИТНОГО ПОЛЯ И ТЕМПЕРАТУРЫ НА ПИЩЕВАРИТЕЛЬНЫЕ ФЕРМЕНТЫ МОЛОДИ КАРАСЯ

А.А. Филиппов, И.Л. Голованова, Е.А. Куливацкая, А.К. Смирнов, В.В. Крылов,  
Д.Э. Котиков, В.Т. Комов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, andron183@mail.ru

Установлены разнонаправленные изменения активности кишечных гликозидаз и протеиназ у сеголетков серебряного карася при накоплении ртути, поступающей в течение 1–3 мес. с кормом. Последующее воздействие электромагнитного поля и температурного стресса меняет (нивелирует или усиливает) реакцию ферментов.

Ртуть занимает одно из ведущих мест среди тяжелых металлов, оказывающих токсическое действие на гидробионтов. Попадая в водоемы, она подвергается процессам метилирования и может накапливаться в тканях рыб в концентрациях, значительно превышающих содержание металла в воде и кормовых организмах. Высокие концентрации ртути (1–3 мг/кг) неоднократно регистрировались в мышцах рыб из водоемов северо–запада России, при этом 90–99% ртути в организме рыб находится в более токсичной метилированной форме.

Ртуть поступает в организм рыб с водой через жабры, но основной путь поступления – трофический. В целом ряде экспериментов изучено влияние поступающей с пищей ртути на активность пищеварительных гидролаз в кишечнике молоди рыб. При этом установлены изменения активности протеиназ и гликозидаз, а



также кинетических характеристик гидролиза белковых и углеводных компонентов корма при повышенном накоплении ртути в мышцах пресноводных рыб [1].

Скорость накопления тяжелых металлов, в том числе и ртути, в организме пойкилотермных животных в значительной мере определяется температурой среды обитания, что позволяет предположить увеличение токсичности некоторых загрязнителей при повышении температуры воды. Было установлено, что нагрев воды с разной скоростью изменяет активность гликозидаз в кишечнике карповых видов рыб [2]. При скорости нагрева  $0.04^{\circ}\text{C}/\text{ч}$  амилолитическая активность была наибольшей во все сезоны года, более высокие скорости нагрева  $4\text{--}50^{\circ}\text{C}/\text{ч}$  увеличивают ферментативную активность летом, но снижают ее в 2–7.5 раз в другие сезоны.

Электромагнитное загрязнение окружающей среды стало одним из важных антропогенных факторов. Вблизи крупных промышленных центров значительную часть электромагнитного загрязнения составляют различные по интенсивности электромагнитные поля (ЭМП) промышленной частоты (50 Гц). Они присутствуют и в рыбоводных хозяйствах, сопровождая работу оборудования, подключенного к электросети. Установлено, что действие низкочастотного ЭМП (50 Гц, 10 мкТл) в период раннего эмбриогенеза может изменять размерно-массовые показатели и активность пищеварительных гликозидаз в кишечнике молоди плотвы *Rutilus rutilus* (L.), а также нивелировать тормозящее действие ионов меди на амилолитическую активность [3]. В то же время, воздействие высокой температуры и ЭМП на активность пищеварительных ферментов рыб при повышенном накоплении ртути в организме ранее не исследовали.

Цель работы – оценить активность кишечных гликозидаз и протеиназ у сеголетков караса при разном уровне накопления ртути и последующем воздействии ЭМП и температурного стресса.

В эксперименте использованы сеголетки караса серебряного *Carassius gibelio*, выращенные в прудах экспериментальной базы Сунога ИБВВ РАН. В конце сентября 2020 г рыб доставили в лабораторию, где содержали в 200-литровом аквариуме с непроточной водой и принудительной аэрацией. Рыб кормили желированным кормом из минтая *Theragra chalcogramma*, включавшем комбикорм “TetraPondSticks”, в объеме 10% от массы тела. Температура воды в аквариумах на протяжении всего опыта составляла  $16\text{--}18^{\circ}\text{C}$ . В начале февраля 2021 г рыб рассадил в десять 50 л непроточных аквариумов с принудительной аэрацией (по 12 экз. в каждый). Рыбы контрольной группы получали желированный корм из мышц минтая с комбикормом “TetraPondSticks” (содержание ртути  $0.07\text{ мг/кг}$ ), рыбы опытной группы – желированный корм из мышц окуня *Perca fluviatilis* L. с комбикормом “TetraPondSticks” содержание ртути (содержание ртути  $0.182\text{ мг/г}$  сырой массы корма) в объеме 10% от массы тела.

По истечении 1-го, 2-х и 3-х месяцев по 6 экз. рыб из контрольной и опытных групп были 1) сразу взяты для биохимического анализа, 2) подвергнуты действию низкочастотного магнитного поля (10 мкТл 50Гц) в течение 24 ч; 3) подвергнуты температурному воздействию (нагрев воды со скоростью  $8^{\circ}\text{C}/\text{ч}$  до сублетальной температуры); 4) нагреву воды после действия ЭМП.

Для определения температурной устойчивости группу рыб (по 6 экз.) помещали в экспериментальный аквариум объемом 60 л, оборудованный системой нагрева и аэрации. Температуру воды в аквариуме повышали со скоростью  $8^{\circ}\text{C}/\text{ч}$  до потери рыбами равновесия (переворот кверху брюхом), температура воды в этот момент фиксируется как верхняя сублетальная (критический термический максимум – КТМ). Подобная методика не препятствует отбору проб для изучения физиолого-биохимических показателей у рыб, так как к моменту окончания эксперимента они сохраняют жизнеспособность. Такая скорость повышения температуры может наблюдаться при аварийных сбросах подогретых вод промышленных предприятий, а также часто применяется в качестве стандартной при определении термоустойчивости рыб [4]. Продолжительность эксперимента не превышала 2 ч.

Для определения влияния ЭМП по 6 рыб контрольной и экспериментальной групп помещали в 5 л. емкости с водой и принудительной аэрацией. ЭМП с частотой 50 Гц и величиной индукции 10 мкТл создавали в системах колец Гельмгольца диаметром 0.5 м, центральная ось которых располагалась перпендикулярно плоскости Земли (емкости с рыбой были размещены в центре двух систем колец Гельмгольца). Сигнал на обмотку колец поступал от двух генераторов ГЗ-102 (Москва, СССР). Частоту и индукцию генерируемого ЭМП в кольцах Гельмгольца контролировали при помощи магнитометра НВ0599Б (НПО “ЭНТ”, г. Санкт-Петербург, Россия). Продолжительность действия поля составляла 24 ч, рыб при этом не кормили.

Всего было проведено 8 вариантов эксперимента: контроль; опыт; контроль + ЭМП, опыт + ЭМП; контроль + КТМ, опыт + КТМ; контроль + ЭМП + КТМ, опыт + ЭМП + КТМ. В опыте использовано 54 экз. рыб, из них 6 экз. до опыта.

По завершении экспериментальных воздействий, рыб обездвигивали, навеску белых мышц (1–2 г) вырезали под спинным плавником для определения ртути; извлекали кишечник и специальным скребком на холоде отделяли слизистую оболочку. Для определения активности ферментов готовили суммарные гомогенаты из слизистой оболочки медиального отдела кишечника от 6 экз. рыб каждой экспериментальной группы, используя раствор Рингера для холоднокровных животных (110 ммоль NaCl, 1.9 ммоль KCl, 1.3 ммоль  $\text{CaCl}_2$ , pH 7.4). Его же применяли для приготовления растворов субстратов (растворимый картофельный крахмал в концентрации 18 г/л, мальтоза в концентрации 50 ммоль/л и 1%-ый казеин). Инкубацию гомогената и субстрата проводили в течение 20–30 мин при температуре  $20^{\circ}\text{C}$ , pH 7.4. Амилолитическую активность, отражающую суммарную активность ферментов, гидролизующих крахмал

(б-амилаза КФ 3.2.1.1, глюкоамилаза КФ 3.2.1.3 и мальтаза КФ 3.2.1.20), оценивали модифицированным методом Нельсона [5], активность мальтазы – глюкозооксидазным методом с помощью набора для клинической биохимии “Фотоглюкоза” (ООО “Импакт”, Россия), активность протеиназ (преимущественно трипсин КФ 3.4.21.4) – модифицированным методом Ансона [6]. Интенсивность окраски образцов измеряли на спектрофотометре Lambda 25 UV/VIS (Perkin & Elmer, USA) при длине волны 505 и 670 нм. Активность ферментов определяли в пяти биохимических повторностях. Скорость гидролиза выражена в микромолях продуктов реакции на грамм влажной массы ткани в минуту (мкмоль/г·мин). Статистическую значимость различий оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA, Tukey HSD–тест) при  $p \leq 0.05$ .

Длина и масса рыб до начала эксперимента составила  $5.38 \pm 0.33$  см и  $3.49 \pm 0.76$  г соответственно. Содержание ртути в мышечной ткани было  $0.19 \pm 0.02$  мг/кг. По прошествии 1 мес. длина тела рыб контрольной группы составила  $6.37 \pm 0.10$  см и значимо не изменялась на протяжении всего эксперимента, как в опыте, так и в контроле. Масса тела составила  $5.39 \pm 0.24$  г и так же не изменялась на протяжении всего эксперимента, лишь на 3 мес. у рыб опытной группы отмечено статистически значимое повышение массы на 22%. Содержание ртути в мышцах рыб контрольной группы изменялось незначительно. В то же время, у рыб опытной группы, получавшей корм с повышенным содержанием ртути, установлено повышение содержания ртути в мышцах: на 83% через 1 мес., на 125% через 2 мес. и на 270% через 3 мес. Экспозиции. Наибольшее содержание ртути в мышцах обнаружено у рыб опытной группы по прошествии 3 мес. –  $0.90 \pm 0.02$  мг/кг.

Раздельное, а также совместное действие ЭМП (экспозиция 24 ч) и ртути, поступающей с кормом, не влияло на температурную устойчивость серебряного карася. Средние значения КТМ составили  $36.0 \pm 0.1^\circ\text{C}$ .

По истечении 1 мес. эксперимента уровень амилалитической активности (АА) достоверно не изменился, лишь после воздействия ЭМП отмечено повышение ферментативной активности на 25% по сравнению с контролем.

Протеолитическая активность (ПА) увеличилась на 30–36% как при раздельном, так и при совместном действии ртути и ЭМП. Нагрев воды не вызывал достоверных изменений и нивелировал положительный эффект вышеуказанных факторов, лишь при совместном действии ртути и нагрева отмечено повышение ПА на 14% от контроля. Активность мальтазы (АМ) была ниже как при действии нагрева, так и при действии ртути на 35 и 45% соответственно. В то же время при их совместном действии отмечено достоверное повышение АМ на 28%. ЭМП повышает АМ на 40%, в то же время совместное действие как ЭМП и ртути, так и ЭМП и нагрева, не вызывает достоверных изменений ферментативной активности. Совместное действие трех указанных факторов вызывает повышение АМ на 68% по сравнению с контролем.

Таблица. Протеолитическая, амилалитическая активность и активность мальтазы в кишечнике у молоди карася контрольной и экспериментальных групп

Группа	АА, мкмоль/г·мин	ПА, мкмоль/г·мин	АМ, мкмоль/г·мин
1 мес			
Контроль	$228.0 \pm 4.4^{\text{a,б}}$	$5.30 \pm 0.26^{\text{a}}$	$11.9 \pm 0.6^{\text{a}}$
Контроль + КТМ	$204.0 \pm 5.8^{\text{a}}$	$5.19 \pm 0.21^{\text{a}}$	$7.77 \pm 0.4^{\text{д}}$
Hg	$254.7 \pm 10.0^{\text{б}}$	$7.23 \pm 0.17^{\text{б}}$	$6.55 \pm 0.3^{\text{д}}$
Hg + КТМ	$217.3 \pm 9.6^{\text{a}}$	$6.04 \pm 0.24^{\text{б}}$	$15.3 \pm 0.9^{\text{б}}$
ЭМП	$284.0 \pm 6.5^{\text{б}}$	$7.02 \pm 0.20^{\text{б}}$	$16.7 \pm 0.1^{\text{б}}$
ЭМП + КТМ	$202.7 \pm 12.2^{\text{a}}$	$5.51 \pm 0.29^{\text{a,б}}$	$12.5 \pm 0.1^{\text{a}}$
Hg + ЭМП	$218.7 \pm 11.6^{\text{a}}$	$6.91 \pm 0.12^{\text{б}}$	$12.2 \pm 0.1^{\text{a}}$
Hg + ЭМП + КТМ	$208.0 \pm 13.2^{\text{a}}$	$5.72 \pm 0.24^{\text{a,б}}$	$20.0 \pm 0.2^{\text{г}}$
2 мес			
Контроль	$338.7 \pm 16.1^{\text{a}}$	$4.77 \pm 0.12^{\text{a,б}}$	$21.1 \pm 0.5^{\text{a}}$
Контроль + КТМ	$253.3 \pm 11.0^{\text{г,д}}$	$3.96 \pm 0.23^{\text{a}}$	$22.8 \pm 0.2^{\text{a}}$
Hg	$333.3 \pm 11.9^{\text{a,г}}$	$5.05 \pm 0.15^{\text{б}}$	$28.8 \pm 0.9^{\text{б}}$
Hg + КТМ	$226.7 \pm 10.1^{\text{д}}$	$4.11 \pm 0.07^{\text{a}}$	$20.8 \pm 0.5^{\text{a,б}}$
ЭМП	$426.7 \pm 9.4^{\text{б}}$	$6.32 \pm 0.26^{\text{б}}$	$17.4 \pm 0.1^{\text{б}}$
ЭМП + КТМ	$440.0 \pm 6.0^{\text{б}}$	$6.98 \pm 0.23^{\text{б}}$	$20.5 \pm 0.3^{\text{a,б}}$
Hg + ЭМП	$493.3 \pm 12.5^{\text{б}}$	$6.53 \pm 0.26^{\text{б}}$	$26.7 \pm 1.4^{\text{б}}$
Hg + ЭМП + КТМ	$640.0 \pm 42.7^{\text{б}}$	$6.74 \pm 0.20^{\text{б}}$	$27.5 \pm 1.1^{\text{б}}$
3 мес			
Контроль	$349.0 \pm 7.5^{\text{a}}$	$8.46 \pm 0.27^{\text{a,б}}$	$16.8 \pm 0.4^{\text{a}}$
Контроль + КТМ	$356.0 \pm 8.6^{\text{a}}$	$8.74 \pm 0.16^{\text{б}}$	$20.4 \pm 0.2^{\text{б}}$
Hg	$306.0 \pm 4.0^{\text{б}}$	$7.79 \pm 0.16^{\text{a}}$	$17.0 \pm 0.4^{\text{a}}$
Hg + КТМ	$351.0 \pm 17.4^{\text{a}}$	$8.07 \pm 0.15^{\text{a,б}}$	$21.1 \pm 0.5^{\text{б}}$

Примечание: АА – амилалитическая активность, ПА – протеолитическая активность, АМ – активность мальтазы, Hg – ртуть, ЭМП – электромагнитное поле, КТМ – критический температурный максимум (температурный стресс). Показатели в столбце с разными надстрочными индексами статистически значимо различаются (ANOVA, Tukey HSD–тест,  $p \leq 0.05$ ).

Через 2 мес. эксперимента уровень АА не изменился при действии ртути, нагрев воды вызвал снижение на 25%, а совместное действие нагрева и ртути – на 33%. Действие ЭМП привело к повышению АА как при отдельном, так и при совместном влиянии с другими исследованными факторами. Максимальное повышение на 89% отмечено при совместном действии всех трех рассматриваемых факторов. ПА повышалась на 32–46% только при действии ЭМП как отдельном, так и совместно с другими факторами. АМ повысилась на 36% при действии ртути, на 26% при совместном действии ЭМП и ртути, на 30% при совместном действии ЭМП ртути и нагрева. В то же время при отдельном действии ЭМП отмечено достоверное снижение АМ на 18%. В остальных вариантах эксперимента изменений АМ не выявлено.

По истечении 3 мес. экспозиции АА значительно снизилась на 12% только при действии накопленной ртути. Уровень ПА не изменился, АМ была выше на 22% при температурном стрессе и на 26% при совместном действии накопленной ртути и нагрева. Эксперимент с ЭМП не проводился.

Ранее было установлено, что магнитные поля могут изменять активность пищеварительных гидролаз в кишечнике рыб. Пребывание золотого карася *Carassius carassius* (L.) в течение 1 ч в комбинированном магнитном поле с параметрами резонанса для ионов Са снижало амилалитическую и протеолитическую активность в кишечнике, с параметрами резонанса для ионов К приводило к снижению лишь амилалитической активности. Пребывание карпа *Cyprinus carpio* (L.) и золотого карася в условиях сильной магнитной бури продолжительностью 20 ч вызывало значительное снижение активности кишечных гликозидаз, особенно у голодных рыб, и слабо влияло на активность протеиназ. При изучении отдаленных последствий раздельного и комбинированного действия низкочастотного ЭМП и меди (0.001 и 0.01 мг/л) в период раннего эмбриогенеза у сеголетков плотвы, выявлены разнонаправленные изменения активности гликозидаз. При этом медь модифицирует влияние ЭМП [1]. Так же было показано, что у карпа, получавшего корм с повышенным содержанием ртути (0.17 мг/кг сырой массы) в течение 6 мес., активность гликозидаз слизистой оболочки кишечника, как правило, снижается, а протеиназ увеличивается. Содержание ртути в мышцах карпа в течение первых 3 мес. не изменялось и составило  $0.25 \pm 0.02$  мг/кг у рыб контрольной группы и  $0.80 \pm 0.05$  мг/кг у рыб опытной группы [7]. В то же время в нашей работе показано увеличение содержания ртути у сеголетков карася опытной группы по мере увеличения длительности эксперимента. Кроме того, в нашей работе выявлены разнонаправленные эффекты накопленной ртути, при этом снижение ферментативной активности отмечено лишь в ряде случаев, главным образом активность ферментов повышалась. Наиболее ярко выражено повышение АА и ПА при действии ЭМП, как отдельно, так и совместно с другими исследованными факторами по прошествии 2 мес. эксперимента.

Таким образом, поступающая с кормом ртуть интенсивно накапливается в мышечной ткани сеголетков карася, оказывая разнонаправленные эффекты на активность кишечных гликозидаз и протеиназ в слизистой оболочке кишечника, сила эффекта зависит от продолжительности воздействия и типа фермента. Последующее воздействие ЭМП или температурный стресс могут модифицировать выявленные эффекты. Температурная устойчивость молоди карася с разным накоплением ртути, как и морфометрические показатели в течение 3–х месяцев опыта не изменялась.

#### Список литературы:

1. Кузьмина В.В. Процессы пищеварения у рыб. Новые факты и гипотезы: монография / Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. – Ярославль: Филигрань, 2018. – 300 с.
2. Golovanova I.L., Golovanov V.K., Smirnov A.K., Pavlov D.D. Effect of ambient temperature increase on intestinal mucosa amylolytic activity in freshwater fish // *Fish Physiology and Biochemistry*. 2013. V. 39. N. 6. P. 1497–1504.
3. Голованова И.Л., Филиппов А.А., Чеботарева Ю.В., Крылов В.В. Отдаленные последствия действия Си и электромагнитного поля на размерно-массовые показатели и активность пищеварительных гликозидаз у сеголетков плотвы *Rutilus rutilus* (L.) // *Биология внутр. вод*. 2021. № 3. С. 302–310.
4. Голованов В.К. Температурные критерии жизнедеятельности пресноводных рыб / ИБВВ РАН. – М.: ПОЛИГРАФ-ПЛЮС, 2013. – 300 с.
5. Уголев А.М., Иезуитова Н.Н. Определение активности инвертазы и других дисахаридаз // *Исследование пищеварительного аппарата у человека. Обзор современных методов*. Л.: Наука, 1969. С. 192–196.
6. Kuz'mina V.V., Skvortsova E.G., Pivovarova E.A., Bushkareva A.S., Vostrova U.A., Poltoratskaya A. Influence of sapropel on the activity of intestinal peptidases of broiler chickens. // *J. Indon. Trop. Anim*. 2021. Vol. 46. No 1. P. 67–74.
7. Кузьмина В.В., Комов В.Т., Гремячих В.А., Русанова П.В. Активность пищеварительных гидролаз карпа *Cyprinus carpio* при разном содержании ртути в корме // *Вопр. ихтиол.* 2013. Т. 53. № 3. С. 358–366.

## ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСА ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ПОКАЗАТЕЛИ НЕСПЕЦИФИЧЕСКОЙ РЕЗИСТЕНТНОСТИ *PARASALMO MYKISS*

Н.А. Чечкова

*Петрозаводский государственный университет,  
185910 г. Петрозаводск, tche4kova.natalia@yandex.ru*

В работе исследуется влияние комплекса гидрохимических факторов на показатели неспецифической резистентности особей *Parasalmo mykiss* в условиях садкового выращивания на территории Республики Карелии.

В условиях антропогенного действия на водоемы, связанного с интенсивным рыборазведением, неизбежно складываются неблагоприятные экологические условия, которые оказывают как прямое, так и опосредованное влияние на адаптационно–компенсаторные и защитно–приспособительные функции организма рыб, связанные с неспецифической резистентностью (НР). На действие средовых факторов, в разной степени активности, реагируют клеточные и гуморальные составляющие НР, включая реакцию фагоцитов, системы комплимента, лизоцима, интерферона,  $\beta$ –лизина и др. При этом, характер реакций НР зависит не только от природы средового фактора, интенсивности и продолжительности его воздействия, но и от исходного состояния организма. Так, среди гидрохимических факторов, влияющих на показатели НР важное значение имеют жесткость воды, кислотность, насыщенность кислородом, а также солёность. Высокая концентрация ионов кальция и магния в воде связана с повышением сопротивляемости организма рыб к различного рода возбудителям инфекций. Понижение показателей кислорода ниже 4 мг/л ведёт к развитию иммунодефицита, а также снижению активности лизоцима и комплимента [1]. При увеличении солёности в водоеме, в сыворотке крови рыбы может наблюдаться повышение концентрации общего лизоцима, а уровень иммуноглобулинов оставаться неизменным [2].

Цель данного исследования заключалась в изучении влияния действия гидрохимических факторов на показатели неспецифической резистентности *Parasalmo mykiss* в искусственных условиях выращивания. Для достижения цели были изучены некоторые особенности среды обитания радужной форели в четырех рыбохозяйственных водоемах Карелии, территориально расположенных в бассейнах Онежского и Ладожского озер и отличающихся по гидрохимическим показателям. На примере лимфоцитарного профиля клеток крови оценено развитие общего адаптационного синдрома в ответ на изменение факторов окружающей среды.

В качестве гидрохимических факторов, отражающих внутриводоемные процессы, учитывали кислотность, БПК<sub>5</sub>, БПК<sub>20</sub>. Дополнительно, для оценки интенсивности процессов естественного самоочищения в водоемах фиксировали численность мезофильных аэробных и факультативно анаэробных микроорганизмов (МАФАНМ) и коэффициент сапробности, необходимый для отображения количества органического вещества в воде с той или иной степенью загрязнения. Для определения количества МАФАНМ воды применяли показатель в виде общего микробного числа (ОМЧ). Ихтиологический материал отбирали в ходе плановых экспедиций на форелевые хозяйства. Для исследований отбирали визуально здоровую рыбу и фиксировали общее физиологическое состояние с подробным описанием пластических и меристических признаков. После предварительной наркотизации гвоздичным маслом в условиях асептики отбирали кровь для проведения комплексных ихтиогематологических исследований. Отбор крови проводили из сердца. Место пункции определяли в середине отрезка, который соединяет основание грудных плавников. Инъекционную иглу вводили в место пункции под углом 45° относительно фронтальной плоскости. При оценке лейкоцитарного состава крови исследуемых особей радужной форели оценивали разнообразие лимфоцитов, моноцитов и гранулоцитов – сегментоядерных и палочкоядерных нейтрофилов. При оценке морфологического разнообразия лимфоцитов учитывали присутствие больших, средних и малых форм. К большим лимфоцитам относили гранулярные лимфоциты с бледно–голубой цитоплазмой и азурофильными гранулами; к средним лимфоцитам – иммунобласты диаметром 10–15 мкм с округлым ядром и базофильной цитоплазмой; среди малых лимфоцитов учитывали присутствие плазматоидных клеток в виде трансформированных иммунобластов.

На период исследования (июль–август 2022 г.) во всех водоёмах наблюдались стандартные температурные условия для летнего периода в регионе исследования. Колебания температуры воды зафиксированы на уровне 16–17.2 °С (табл. 1). Наименьшая кислотность (5.32 единиц pH) и коэффициент сапробности, равный 42.11 отмечены в водоёме № 3. БПК<sub>5</sub> изменялась от 1.20 до 2.12 мг О<sub>2</sub>/л, а БПК<sub>20</sub> – от 2.23 до 2.91 мг О<sub>2</sub>/л. В пробах воды, где количество кислорода, израсходованное на аэробное биохимическое окисление под действием микроорганизмов и разложения нестойких органических соединений, содержащихся в исследуемой воде, показатель БПК составил наибольшее значение. При 21 °С количество микроорганизмов изменялось от  $0.7 \times 10^2$  до  $1.4 \times 10^3$  КОЕ/мл, а при 37 °С от  $0.9 \times 10^2$  до  $1.2 \times 10^3$  КОЕ/мл.

Таблица 1. Гидрохимические и гидробиологические показатели исследуемых водоёмов

Водоем	T, °C	pH	Прозрач- ность, см	БПК <sub>5</sub> мг O <sub>2</sub> /л	БПК <sub>20</sub> мг O <sub>2</sub> /л	ОМЧ, 37°C КОЕ/мл	ОМЧ, 21°C КОЕ/мл	K сапр.
средние значения								
№1	16.9	6.72	1.60	1.60	2.23	0.9×10 <sup>2</sup>	0.7×10 <sup>2</sup>	80.49
№2	16.0	6.03	9.26	1.96	2.91	6.1×10 <sup>2</sup>	1.3×10 <sup>3</sup>	82.95
№3	17.2	5.32	12.7	2.12	2.75	1.2×10 <sup>3</sup>	1.4×10 <sup>3</sup>	42.11
№4	17.0	6.83	14.1	1.20	2.39	0.1×10 <sup>3</sup>	0.3×10 <sup>3</sup>	51.73

Примечание: Т – температура водоема; pH – кислотность воды; БПК – биологическое потребление кислорода (за 5 суток, за 20 суток); ОМЧ – общее микробное число (количество бактерий в 1 мл воды при 37°C, 21°C).

При описании физиологического состояния рыбы, с использованием пластических и меристических признаков, выявлено значительное колебание от малых до больших масс тела. Отмечена прямая корреляция между массой рыбы и её длиной, начиная от самой низкой – 60 см и заканчивая длиной – 112 см. Особое внимание уделялось массе селезенки и печени, так как в организме рыб они выполняют функцию иммунокомпетентных органов. Наименьшая масса селезенки составила 0.3 г, в то время как самая большая по массе составила 0,8 г. Масса печени изменялась от 0.2 г до 2.0 г.

У большинства исследованных особей радужной форели отмечено увеличение количества лимфоцитов по сравнению с моноцитами и полиморфноядерными клетками (табл. 2).

В виду того, что моноциты и полиморфноядерные клетки являются основными фагоцитирующими формами, можно сделать вывод, что у исследованных рыб выявлена повышенная активность клеточных факторов неспецифической резистентности к неблагоприятным факторам окружающей среды.

Таблица 2. Доля клеток лейкоцитарного ряда исследованных особей *P. mykiss*

Озеро	№ рыбы	лимфоциты	моноциты	СЯН	ПЯН
		%			
1	1	3.17	0	2.32	2.08
	2	4.10	2.63	0	1.32
	3	5.29	2.60	6.61	0
	4	1.05	0	1.36	0
	5	6.73	0	0	0
средние значения		4.07	2.62	3.43	1.70
2	1	5.32	2.67	4.43	1.82
	2	1.69	3.62	2.12	2.84
	3	1.27	0	2.83	0.87
	4	1.38	0	1.39	2.11
	5	1.68	0	0.84	0
средние значения		2.27	3.15	2.32	1.91
3	1	12.36	24.91	49.70	24.71
	2	42.86	26.57	58.54	0
	3	30.34	66.62	23.10	11.4
	4	82.41	0	17.60	0
	5	39.27	0	33.74	26.99
средние значения		41.45	39.37	36.54	21.03
4	1	24.72	12.34	5.67	2.34
	2	15.26	0	2.23	0.56
	3	32.11	17.0	0.12	0.46
	4	31.05	13.62	0.81	1.50
	5	26.19	9.30	0.41	2.05
средние значения		25.86	13.07	1.85	1.38

Также у всех исследованных особей наблюдалось понижение количества лимфоцитов по сравнению с другими клетками лейкоцитарного ряда и, соответственно, сниженная резистентность, к повреждающим средовым факторам. При изучении морфологического разнообразия лимфоцитов выявлены большие, средние и малые клетки, принадлежащие к иммунобластам, плазмцитоподобным лимфоцитам, гранулярным лимфоцитам и активированным лимфоцитам. Процентное содержание иммунобластов от общего числа лимфоцитов составляло от 2.9 % до 19 %, при этом количество плазмцитоподобных лимфоцитов

варьировалось от 0.9 % до 8.5 %. Гранулярные лимфоциты наблюдались в исследуемых образцах в диапазоне от 11.5 % до 34.8 %. Количество активных лимфоцитов, указывающих на наличие воспалительных реакций и инфекций в организме составило от 47.1 до 72 %.

В результате выполненных исследований проведена комплексная оценка гидрохимических факторов на показатели неспецифической резистентности *Parasalmo mykiss*, отобранных из четырех рыбохозяйственных водоемов Республики Карелии, территориально расположенных в бассейнах Онежского и Ладожского озер и отличающихся по гидрохимическим показателям. На примере лимфоцитарного профиля клеток крови оценено развитие общего адаптационного синдрома в ответ на изменение факторов окружающей среды. При описании физиологического состояния рыбы, с использованием пластических и меристических признаков, выявлено значительное колебание от малых до больших масс тела. Отмечена прямая корреляция между массой рыбы и её длиной, начиная от самой низкой – 60 см и заканчивая длиной – 112 см. У большинства особей отмечено увеличение количества лимфоцитов по сравнению с моноцитами и полиморфноядерными клетками. При изучении морфологического разнообразия лимфоцитов выявлены большие, средние и малые клетки, принадлежащие к иммунобластам, плазмцитоподобным лимфоцитам, гранулярным лимфоцитам и активированным лимфоцитам. Можно предположить, что под действием антропогенного влияния на водоём, связанного с интенсивным рыбозаведением, неизбежно складываются неблагоприятные условия для выращивания рыбы и её восприимчивости к изменяющимся гидрохимическим факторам на показатели неспецифической резистентности и восприимчивости к различного рода инфекциям.

Список литературы:

1. Hajji N., Sugita H., Ishii S., Takahashi J., Deguchi Y. 1989. Serum bactericidal activity of natural and cultured carp (*Cyprinus carpio*). In: Program of the First IMBC'89, p.45.
2. Yada T., Azuma T., Takagi Y. 2001. Stimulation of non-specific immune functions in seawater-acclimated rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, with reference to the role of growth hormone. *Sotр. Biochem. Physiol.: B Biochem. Moі. Biol.*, 129:695–701.

#### **РЕАКЦИЯ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ ОКИСЛИТЕЛЬНОГО СТРЕССА (СОС) У БУГСКОЙ ДРЕЙССЕНЫ (*DREISSENA BUGENSIS* ANDRUSOV, 1897) НА ХРОНИЧЕСКОЕ ПРИСУТСТВИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В УСЛОВИЯХ ПРИРОДНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА**

Г.М. Чуйко, Н.С. Сизов, А.Н. Шаров

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, gchuiko@ibiw.ru*

Исследована реакция биомаркеров состояния оксидативного стресса (СОС) у пресноводных двустворчатых моллюсков *Dreissena bugensis* на повышенное содержание цианобактерий, моделирующее «цветение» воды, в условиях хронического природного эксперимента. Показано, что ответы разных биомаркеров носят разнонаправленный характер и проявляются в разное время после начала воздействия. На начальных этапах (3 сут) воздействия цианобактерий система антиоксидантной защиты (АОЗ) моллюсков активируется и успешно справляется с нейтрализацией образующихся активных форм кислорода (АФК). Однако к концу эксперимента (14 сут) эффективность её функционирования снижается, что приводит к усилению процесса образования АФК и, как следствие, увеличению содержания продуктов перекисной модификации биологических молекул, в частности, малонового диальдегида (MDA).

Одна из наиболее актуальных проблем водной экологии и гидробиологии – прогрессирующее «цветение» водных объектов, вызываемое, в первую очередь, интенсивным размножением цианобактерий [1]. Ущерб, наносимый пресноводным экосистемам цветением, связан с ухудшением качества воды, одной из причин которого является выделение цианобактериями цианотоксинов, которые могут оказывать негативное влияние на гидробионтов. Для его оценки необходимы подходящие методы биодиагностики. Дрейссены, благодаря своему сидячему образу жизни и высокой фильтрационной способности являются идеальными организмами в качестве тест-организмов для оценки влияния «цветения» на экосистему с помощью биомаркеров состояния оксидативного стресса (СОС).

Цель работы – исследовать реакцию биомаркеров СОС бугской дрейссены (*Dreissena bugensis* Andrusov, 1897) на «цветение» воды в условиях хронического природного эксперимента.

Моллюсков (*Dreissena bugensis* Andrusov, 1897) отлавливали в августе 2022 года в Волжском плесе Рыбинского водохранилища на участках, свободных от «цветения» воды. После отлова животных, не повреждая друг друга, рассаживали по 100 экземпляров в 40-литровые пластиковые лотки: 3 – контрольные и 3 – опытные. Для создания естественных условий лотки были помещены в открытый круглый бетонный бассейн глубиной 1 м и объемом 20 м<sup>3</sup> с речной водой. В процессе 10 дней адаптации к условиям эксперимента моллюсков, кроме естественного корма в речной воде, через день кормили хлореллой,

выращенной в лабораторной культуре. После периода адаптации в лотки с опытными моллюсками кроме хлореллы добавляли одинаковые объемы суспензии цианобактерий, отловленных сачком из мельничного газа в р. Сунога в период цветения воды с таким расчетом, чтобы их концентрации примерно соответствовали «цветению» воды в Рыбинском водохранилище.

В начале эксперимента (0 сут), на 3, 7 и 14 сутки пробы моллюсков из опыта и контроля отбирали по 25 экз. Сразу после отлова животных доставляли в лабораторию в 10 л емкостях с водой из эксперимента. В лаборатории их сразу замораживали и хранили при  $-18^{\circ}\text{C}$  до проведения дальнейших анализов. Перед анализами у моллюсков отделяли раковины от мягких тканей, измеряли массу (раковины и мягких тканей отдельно), длину, высоту и ширину раковины в местах их максимальных значений. Размеры и биомасса моллюсков равнялись соответственно  $2.3 \pm 2$  мм и  $1.32 \pm 0.08$  г. Затем из 4–5 проб мягких тканей готовили навеску массой около 600 мг и гомогенизировали с помощью диспергатора Ultra Turrax T10 (IKA, Labortechnik, Germany) в течение 1–2 мин до полного измельчения тканей. Гомогенаты центрифугировали на рефрижераторной центрифуге Mikro–22R (Hettich Zentrifugen, Germany) при 22000 g при  $t = 4^{\circ}\text{C}$  в течение 20 мин. Для оценки функционального состояния моллюсков определяли следующие биомаркеры СОС: содержание малонового диальдегида (MDA) как показатель интенсивности образования активных форм кислорода (АФК), содержание восстановленного глутатиона (GSH) и активности ферментов системы антиоксидантной защиты (АОЗ) – каталазы (CAT), супероксиддисмутазы (SOD), глутатион-S-трансферазы (GST) и глутатионредуктазы (GR), как показатели интенсивности работы АОЗ. Более детально процедура определения исследуемых биомаркеров описана ранее [2]. Полученные данные обрабатывали с помощью пакета программ MS Excel 2010 и STATISTICA 10. Результаты представлены в виде средних и их ошибок. Статистическая значимость различий оценивалась с помощью U-критерия Манна–Уитни при  $p=0.05$ .

Анализ динамики биомаркеров СОС показывает, что, за исключением активности GST, все остальные исследованные показатели прореагировали на экспонирование к цианобактериям (табл.).

Таблица. Значения биомаркеров *D. bugensis*

Экспозиция, сут	Вариант опыта	Показатели					
		KAT	СОД	GST	GR	GSH	MDA
0	К	1.195±0.225	56.7±15.2	18.3±6.4	11.2±2.1	3.9±1.5	16.6±5.0
3	К	0.346±0.082*	25.6± 5.0	17.8±4.9	6.7±0.8*	5.5±1.1*	2.6±0.6
	О	0.880±0.083*	20.2± 2.9	20.9±3.0	9.4±0.5*	2.4±0.3*	3.6±0.7
7	К	1.378±0.145	55.3± 9.7	29.4±6.8	15.2±2.3	7.9±0.9	2.9±0.9
	О	1.319±0.217	74.7±11.2	27.5±3.2	18.4±3.3	9.8±2.6	3.6±0.4
14	К	1.569±0.163	105.8±11.3*	47.1±5.3	24.4±5.7	12.8±1.9	6.5±1.3*
	О	1.387±0.239	63.5± 5.0*	44.9±7.3	24.7±2.3	10.4±1.1	10.0±0.4*

Примечание: К – контроль, О – опыт; активность KAT – мкмоль/мкг белка; GST, и GR – в нмоль; СОД – в ΔЕ/мкг белка; содержание GSH и MDA представлены в пкмоль/мкг белка реакция разных показателей носит разнонаправленный характер и проявляется в разное время. \* опытные значения статистически значимо отличаются от контрольных (U-критерии Манна–Уитни,  $p \leq 0.05$ ).

При этом реакция разных показателей имеет разнонаправленный характер и проявляется в разное время после начала воздействия. Так уже на 3–и сутки эксперимента у опытных моллюсков по сравнению с контрольными возросла активность KAT и GR, но снизилось содержание GSH, в то время как значения других биомаркеров оставались на уровне контроля. На 7–е сутки все показатели в опыте уже не отличались от контроля. К концу эксперимента на 14–е сутки у опытных моллюсков повысилась активность SOD и содержание MDA. Остальные показатели у контрольных и опытных моллюсков не различались.

В целом, выявленная динамика исследованных биомаркеров указывает на развитие у моллюсков СОС в ответ на повышение численности цианобактерий в воде [3]. Первичным ответом является возрастание активности KAT с целью нейтрализации гидроперекисей водорода, интенсивно образующихся в клетках при оксидативном стрессе. Одновременно у моллюсков, подвергшихся воздействию цианобактерий происходит изменение показателей глутатионового цикла: снижение содержания восстановленного GSH, функция которого в организме заключается в защите биологических молекул и надмолекулярных структур от свободнорадикального окислительного повреждения, и повышения активности GR, отвечающей в организме за восстановление окисленного глутатиона (GSSG), образующегося в процессе его участия в нейтрализации АФК. Т.е., снижение содержания GSH связано с его расходом на нейтрализацию АФК, а повышение активности GR направлено на поддержание уровня GSH, достаточного для успешного осуществления этого процесса. Об эффективности работы системы АОЗ на первых этапах воздействия повышенных концентраций цианобактерий свидетельствует одинаковый уровень MDA у контрольных и опытных моллюсков, который указывает на равное содержание у них АФК. Таким содержанием MDA остается и на 7–е сутки. Отсутствие различий между контрольными и опытными моллюсками по всем исследуемым показателям указывает на стабилизацию образования АФК за счет работы системы АОЗ.

Однако на 14-е сутки в опыте относительно контроля было отмечено уменьшение активности SOD и увеличение содержания MDA, что свидетельствует о снижении эффективности работы системы АОЗ моллюсков и накоплении продуктов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в виде MDA. Похожие ответы SOD и CAT получены ранее у *Dreissena polymorpha* в эксперименте при действии одной из групп токсинов цианобактерий, микроцистинов [4]. Но в отличие от эксперимента с *D. bugensis* в этой работе отмечено также изменение активности GST. Сходный характер реакции на цианобактерий наблюдался и в аналогичном эксперименте на мидиях (*Mytilus edulis*) [5]. Продemonстрировано также ингибирование синтеза GSH цианобактериальным алкалоидом цилиндроспермопсином в культивируемых гепатоцитах крысы [6]. Это хорошо согласуется с фактом снижения содержания GSH в нашего эксперименте на *D. bugensis*.

Таким образом, проведенное исследование экспериментально показало, что «цветение» воды, вызванное массовым развитием цианобактерий, вызывает реакцию со стороны биомаркеров СОС у пресноводных двустворчатых моллюсков *Dreissena bugensis*. При этом реакция разных биомаркеров носит разнонаправленный характер и проявляется в разное время после начала воздействия. На начальных этапах (3 сут) воздействия цианобактерий система АОЗ моллюсков активируется и успешно справляется с нейтрализацией образующихся АФК. Однако к концу эксперимента (14 сут) эффективность её функционирования снижается, что приводит к усилению процесса образования АФК и, как следствие, увеличению содержания продуктов перекисной модификации биологических молекул, в частности MDA.

Работа выполнена в рамках плановых тем № з/п 121050500046–8, 121051100099–5 и 121051100109–1.

#### Список литературы:

1. Havens, K. E. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. Ch.33. In Hudnell, H.K. (Ed.). Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Advances in Experimental Medicine and Biology. 2008. P.733–747.
2. Klimova, Y. S., Chuiko, G. M., Gapeeva, M. V., & Pesnya, D. S. The use of biomarkers of oxidative stress in zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) for chronic anthropogenic pollution assessment of the Rybinsk Reservoir // Contemporary Problems of Ecology. 2017. V.10. No.2. P.178–183.
3. Klimova Y.S., Chuiko G. M., Pesnya D. S., Ivanova E. S. Biomarkers of Oxidative Stress in Freshwater Bivalve Mollusks (Review) // Inland Water Biology. 2020. V.13. No.4. P. 681–690.
4. Burmester, V., Nimptsch, J., & Wiegand, C. (). Adaptation of freshwater mussels to cyanobacterial toxins: Response of the biotransformation and antioxidant enzymes. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012. V.78. P. 296–309.
5. Kankaanpää H., Leiniö S., Olin M., Sjövall O., Meriluoto J., Lehtonen K.K. Accumulation and depuration of cyanobacterial toxin nodularin and biomarker responses in the mussel *Mytilus edulis* // Chemosphere. 2007. V.68. No. 7. P. 1210–1217.
6. Runnegar, M.T., Kong, S.M., Zhong, Y.–Z., Lu, S.C. Inhibition of reduced glutathione synthesis by cyanobacterial alkaloid cylindrospermopsin in cultured rat hepatocytes // Biochemical Pharmacology. 1995. V.49. No. 2. P. 219–225.

### ОЦЕНКА СТРЕСС–РЕАКЦИИ БАЙКАЛЬСКИХ ЭНДЕМИЧНЫХ ГЛУБОКОВОДНЫХ АМФИПОД *OMMATOGAMMARUS FLAVUS* И *O. ALBINUS* НА ПОВЫШЕНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ СРЕДЫ С УЧЕТОМ ГЛУБИНЫ ИХ ОБИТАНИЯ

Ю.А. Широкова<sup>1</sup>, Е.В. Мадьярова<sup>1</sup>, Ж.М. Шатилина<sup>1,2</sup>, М.А. Тимофеев<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>НИИ биологии ФГБОУ ВО «ИГУ», 664025, г. Иркутск, ул. Ленина 3

<sup>2</sup>Байкальский исследовательский центр, 664011, г. Иркутск, ул. Рабочая 5В, yuliashirokova2501@gmail.com

В данной работе исследовали стресс–реакцию байкальских глубоководных амфипод *Ommatogammarus flavus* (Dybowsky, 1874) и *Ommatogammarus albinus* (Dybowsky, 1874) на организменном и биохимическом уровне при подъеме с разных глубин, длительной акклимации при атмосферном давлении и постепенной гипертермии.

В результате анализа данных температурного мониторинга в 139 озерах Креймер и др. [1] выявили тенденцию к повышению общей температуры озер на 0.12°C за десятилетие. Температура поверхностных вод озера Байкал за 60–летний период увеличилась на 1.21°C [2]. Согласно прогнозу Брито–Моралес и др. [3], климатические изменения могут привести к повышению температуры не только поверхностных вод мирового океана, но и более глубоких слоев (до глубины ~2000 м). Можно ожидать, что влияние изменения климата на температуру воды озера Байкал, максимальная глубина которого достигает 1642 м [4], может со временем охватить больший объем водоема.

С увеличением глубины водоемов температура становится более низкой и стабильной, поэтому глубоководные организмы могут быть менее устойчивыми к повышению температуры среды. Озеро Байкал является единственным в мире водоемом, в котором сформировалась пресноводная глубоководная фауна, в



том числе амфипод [4]. Среди байкальских глубоководных амфипод существуют виды, способные существовать в широком диапазоне глубин. Так, амфиподы *Ommatogammarus flavus* (Dybowsky, 1874) и *Ommatogammarus albinus* (Dybowsky, 1874) населяют глубины 2,5–1300 м и 50–1642 м соответственно [5]. Дальнейшее повышение температуры озера может привести к сокращению диапазона обитаемых глубин для *O. flavus* и *O. albinus*, что может отразиться на структуре сообществ гидробионтов. Так как в диапазон глубин обитания амфипод *O. flavus* входит верхняя литораль с выраженными изменениями температуры среды, обитающие на больших глубинах амфиподы *O. albinus* могут быть менее устойчивыми к повышению температуры, чем *O. flavus*.

Целью данной работы была оценка влияния градиентной гипертермии на биохимические показатели у байкальских глубоководных амфипод с учётом глубины их обитания.

В качестве объектов исследования выступили байкальские глубоководные амфиподы *Ommatogammarus flavus* и *Ommatogammarus albinus*. Амфипод отлавливали в п. Большие Коты со льда Байкала при помощи глубоководных ловушек с приманкой из погибшей рыбы во время двух экспедиционных выловов. Во время первого экспедиционного вылова амфипод отлавливали с глубин 50, 100, 150, 200 и 300 м. Во время второго – с глубин 100, 150, 200, 300, 500, 750 и 1000 м. Часть амфипод *O. flavus* и *O. albinus*, пойманных с каждой глубины, фиксировали в жидком азоте сразу же после вылова. Живых амфипод транспортировали в лабораторию для проведения последующих экспериментов.

Для проверки нашей гипотезы необходимо было провести лабораторные эксперименты по постепенному повышению температуры среды, что подразумевает длительное содержание амфипод в условиях атмосферного давления. Снижение давления до атмосферного могло повлиять на исследуемые биохимические показатели у *O. flavus* и *O. albinus*. При этом *O. albinus*, диапазон глубин обитания которых охватывает сублитораль и абиссаль озера, могут быть более чувствительны к снижению давления, чем *O. flavus*, в диапазон глубин обитания которых также входит литораль Байкала. Так, прежде чем проводить экспозицию при постепенной гипертермии было необходимо проверить, способны ли исследуемые эврибатные амфиподы выдерживать значительное снижение гидростатического давления.

Эксперименты по длительной акклимации амфипод при атмосферном давлении проводили с *O. flavus* и *O. albinus* дважды. В первом экспериментальном повторе использовали *O. flavus*, выловленных с глубин 100, 150 и 300 м и *O. albinus* с глубин 200 и 300 м. Длительность акклимации для обоих видов амфипод составила 9–12 дней. Во втором экспериментальном повторе использовали *O. flavus*, выловленных с глубин 100, 150 и 200 м и *O. albinus* с глубины 500 м. Во всех экспериментальных повторях плотность рассадки животных составила ~70 экз./аквариум. Акклимация амфипод *O. albinus* при атмосферном давлении длилась 13–16 дней, в случае *O. flavus* акклимацию продлили до 18–27 дней из-за непредвиденного кратковременного увеличения температуры до 8°C на 11-й день акклимации. В конце экспериментов была проведена оценка выживаемости исследуемых амфипод с учетом глубины отлова, затем животные были зафиксированы в жидком азоте для измерения биохимических показателей.

Для оценки стресс-реакции байкальских эндемичных глубоководных амфипод на постепенное повышение температуры среды использовали *O. flavus*, выловленных с глубин 100, 150 и 300 м, и *O. albinus* с глубин 200 и 300 м. После вылова амфипод акклимировали в течение недели в лабораторных условиях при температуре 4°C с постоянной аэрацией. Животных кормили свежемороженой байкальской рыбой, смену воды проводили раз в два дня. По завершении акклимации были зафиксированы контрольные группы особей *O. flavus* и *O. albinus*. В ходе экспериментальной экспозиции амфипод проводили постепенное (1°C/ч) повышение температуры среды от 4°C. Животные находились в аэрируемых термостатируемых аквариумах. Для измерения биохимических показателей особей обоих видов амфипод фиксировали в жидком азоте при достижении следующих температур: 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 и 22°C.

Биохимические элементы энергетического метаболизма (содержание глюкозы, гликогена и аденилатов, активность лактатдегидрогеназы (ЛДГ)) и активность антиоксидантных ферментов измеряли с использованием спектрофотометра Carry 50 Conc UV/visible spectrophotometer (Varian, Australia). Уровень продуктов перекисного окисления липидов (ПОЛ) измеряли при помощи спектрофотометра UNICO 2802 UV/visible spectrophotometer (USA). Статистический анализ проводили в программе «R». Корреляцию динамики исследуемых параметров с глубиной пробоотбора определяли с использованием коэффициента Пирсона. Результаты, полученные в экспериментах по акклимации амфипод в условиях атмосферного давления, сравнивали с использованием непараметрического теста Манна–Уитни с поправкой Хольма на множественные сравнения. В экспериментах по постепенной гипертермии сравнения исследуемых показателей с контрольным уровнем проводили с применением непараметрического теста Данна с поправкой Хоммеля на множественные сравнения.

Было показано, что какие-либо различия между исследуемыми биохимическими показателями амфипод из разных глубин их вылова отсутствовали (значения коэффициента Пирсона в пределах – 0,4–0,4), поэтому для дальнейшего анализа данные для амфипод одного вида, выловленных с разных глубин, были объединены.

При оценке активности ЛДГ и содержания АМФ не обнаружено межвидовых и межгодовых отличий у амфипод (зафиксированных сразу после вылова). Содержание таких метаболитов как глюкоза, гликоген, АТФ, АДФ продемонстрировали только отдельные межгодовые или межвидовые отличия. Например, у *O. albinus* содержание глюкозы было статистически значимо выше в первом экспедиционном вылове по

сравнению со вторым. Содержание глюкозы было статистически значимо больше у *O. albinus*, чем у *O. flavus*, в первом экспедиционном вылове. Таким образом, мы полагаем, что эти отличия могли быть вызваны разным количеством доступной пищи либо разными типами субстратов в местах постановки ловушек в разные года, и носят случайный характер.

Для *O. albinus* не было показано межгодовых различий в уровне продуктов ПОЛ, а для *O. flavus* межгодовые отличия наблюдали только в уровне оснований Шиффа в нейтральных липидах (НЛ). Уровень диеновых конъюгатов (ДК) в НЛ был статистически значимо выше у *O. flavus*, чем у *O. albinus* в обоих экспедиционных выловах. Отдельные межвидовые отличия были выявлены в показателях уровня триеновых конъюгатов в НЛ и фосфолипидах. Более низкий уровень ДК в НЛ у зафиксированных сразу после вылова *O. albinus*, чем у *O. flavus*, можно объяснить большим содержанием липидов в сравнении с *O. flavus*.

У обоих видов глубоководных амфипод активность глутатион S-трансферазы (ГСТ) и пероксидазы (ПОД) была статистически значимо выше во втором экспедиционном вылове, чем в первом. Активность ГСТ после выловов была статистически значимо выше у *O. flavus*, чем у *O. albinus*. Межгодовые отличия в активности каталазы (КАТ) были выявлены только у *O. flavus*. Более высокая активность ГСТ без отличий в ПОД и КАТ у амфипод *O. flavus* по сравнению с *O. albinus* может свидетельствовать о необходимости обезвреживания токсических веществ, не связанных с образованием АФК. Токсиканты могли поступить в организм *O. flavus* с пищей, так как исследуемые глубоководные амфиподы являются падальщиками. Возможно, *O. flavus* более активно питался приманкой в ловушках, чем *O. albinus*.

В ходе экспериментов по длительной акклимации в условиях атмосферного давления общая выживаемость амфипод *O. flavus* с диапазона глубин 100–300 м была не ниже 90%, а у *O. albinus* не ниже 80%. Было выявлено снижение выживаемости исследуемых амфипод с увеличением глубины вылова. Бóльший уровень смертности при атмосферном давлении у *O. albinus* по сравнению с *O. flavus*, вероятно, связан с обитанием *O. albinus* в диапазоне бóльших глубин, и, соответственно, в диапазоне более высоких гидростатических давлений.

У амфипод *O. albinus* после акклимации к атмосферному давлению не было выявлено статистически значимых изменений значений элементов энергетического метаболизма, в то время как у *O. flavus* отмечали снижение содержания гликогена. Кроме этого, у данного вида происходило статистически значимое повышение содержания АТФ, уровня энергии аденилатов и активности ЛДГ в обоих повторах экспериментов. Повышение активности ЛДГ у *O. flavus* в результате длительного содержания при атмосферном давлении связано с активацией анаэробного гликолиза. Подключение анаэробных метаболических путей может происходить при высокой потребности в энергии и/или при снижении активности компонентов митохондриальной электрон-транспортной цепи. Об увеличении интенсивности потребляемой энергии у *O. flavus* свидетельствует и снижение содержания гликогена. Изменения в энергетическом метаболизме могут указывать на нахождение *O. flavus* в суб-оптимальных условиях среды. Отсутствие статистически значимых отличий в показателях энергетического метаболизма при акклимации *O. albinus* могут быть связаны с наличием бóльших энергетических резервов или с замедлением процессов энергетического метаболизма в связи с обитанием на бóльших глубинах.

После проведения акклимации в условиях атмосферного давления у амфипод *O. flavus* не было выявлено статистически значимых изменений в уровне продуктов ПОЛ. У *O. albinus* во втором повторе эксперимента уровень ДК в НЛ статистически значимо повысился после акклимации по сравнению с показателями сразу после вылова. Отсутствие развития процесса ПОЛ может свидетельствовать о наличии у данных эврибатных видов адаптаций на уровне контроля образования АФК при снижении гидростатического давления.

Статистически значимые отличия в активности антиоксидантных ферментов после содержания амфипод при атмосферном давлении наблюдали только в одном из экспериментальных повторов. Например, в первом повторе эксперимента у *O. flavus* и *O. albinus* в результате длительной акклимации происходило статистически значимое повышение активности ГСТ. Также у *O. albinus* во втором экспериментальном повторе происходило статистически значимое повышение активности ПОД. Повышение активности ГСТ у обоих видов в первом экспериментальном повторе объясняется тем, что у амфипод сразу после поднятия с разных глубин активность данного фермента была статистически значимо ниже в первом экспедиционном вылове, чем во втором. Во втором экспедиционном вылове активность ГСТ могла повыситься еще при нахождении животных в ловушках, поэтому мы не наблюдали изменений данного показателя при втором повторе эксперимента. Повышение активности ПОД у *O. albinus* во втором повторе эксперимента связано с элиминацией АФК в ходе длительной лабораторной акклимации, что подтверждается снижением содержания ДК в НЛ.

При постепенном повышении температуры среды содержание глюкозы у *O. flavus* статистически значимо повысилось при достижении 14°C, у *O. albinus* – при достижении 16°C, и оставалось выше контрольных показателей до конца экспозиции. Содержание гликогена статистически значимо снижалось в сравнении с контрольной группой у *O. flavus* при достижении 16°C и оставалось пониженным до конца эксперимента. У амфипод *O. albinus* при повышении температуры не происходило статистически значимых изменений в содержании гликогена. В ходе постепенной гипертермии активность ЛДГ у *O. flavus* статистически значимо не отличалась от контрольной группы. У *O. albinus* статистически значимое снижение активности ЛДГ наблюдали при достижении 10 и 16°C. В экспериментах по градиентной

гипертермии содержание аденилатов и уровень энергии аденилатов статистически значимо не изменялись в сравнении с контролем у *O. flavus*. В случае с *O. albinus* было показано статистически значимое повышение содержания АТФ (при 18°C), понижение содержания АДФ (при 20°C) и АМФ (при 12°C) по сравнению с контрольными значениями. Кроме этого, для данного вида было показано статистически значимое повышение уровня энергии аденилатов при температуре 12 и 18°C. Наблюдаемое в ходе постепенной гипертермии повышение содержания глюкозы у *O. flavus* и *O. albinus* свидетельствует об активации процессов метаболической компенсации. При стрессовом воздействии для осуществления защитных реакций и поддержания гомеостаза организмам необходима дополнительная энергия, которую они получают в ходе катаболизма глюкозы из гликогена. Отсутствие статистически значимого снижения содержания гликогена у *O. albinus*, возможно, вызвано меньшей эффективностью его использования в ходе реакции на повышение температуры, по сравнению с *O. flavus*. Возможно, *O. albinus* частично получает энергию за счет извлечения из запасных липидов через  $\beta$ -окисление жирных кислот.

В ходе непрерывной градиентной гипертермии у обоих глубоководных видов амфипод не было выявлено статистически значимых изменений в активности КАТ и ПОД по сравнению с контрольными группами. Статистически значимые изменения в активности ГСТ в сравнении с контролем были отмечены только у *O. albinus*. У данного вида активность ГСТ повышалась при достижении температур 10, 16 и 18°C. Кратковременное повышение активности ГСТ у *O. albinus* при отсутствии изменений активности других ферментов АОС в ходе градиентной гипертермии могло происходить в связи с элиминацией токсических метаболитов, не связанных с выработкой свободных радикалов. В целом, отсутствие реакции на уровне ферментов АОС в условиях постепенной гипертермии у глубоководных амфипод может свидетельствовать как о замедленной реакции данной защитной системы в ответ на стрессовое воздействие, так и о контроле на уровне образования АФК.

Таким образом, выявлено, что у амфипод *O. flavus* и *O. albinus*, выловленных с различных глубин, нет значимых различий в исследованных биохимических показателях. Это говорит о высокой устойчивости исследованных видов амфипод к изменению гидростатического давления. Показано, что оба исследованных глубоководных вида амфипод рода *Ommatogammarus* имеют способность к быстрой адаптации к обитанию при атмосферном давлении на уровне поддержания энергии и контроля образования активных форм кислорода, что делает возможным их использование в качестве модельных видов, обладающих с одной стороны характеристиками глубоководных видов, но тем не менее способных к лабораторному содержанию при давлении среды, соответствующему 1 атм. Выявлено, что амфиподы *O. flavus*, диапазон глубин обитания которых включает литораль озера с выраженными температурными изменениями, обладают большей устойчивостью к повышению температуры среды, чем *O. albinus*, обитающего на больших глубинах.

*Настоящее исследование проведено при частичной финансовой поддержке гранта РНФ 23–14–00165.*

#### Список литературы:

1. Climate change drives widespread shifts in lake thermal habitat / B. M. Kraemer [et al.] // Nature climate change. – 2021. – V. 11, № 6. – P. 521–529.
2. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake – Lake Baikal, Siberia / S. E. Hampton [et al.] // Global change biology. – 2008. – V. 14, № 8. – P. 1947–1958.
3. Climate velocity reveals increasing exposure of deep-ocean biodiversity to future warming / I. Brito-Morales [et al.] // Nature climate change. – 2020. – V. 10, № 6. – P. 576–581.
4. Байкаловедение: в 2 т. / О. Т. Русинек [и др.]. – Новосибирск : Наука, 2012. – Т. 2. – 644 с.
5. Тахтеев В. В. Глубоководные амфиподы озера Байкал, собранные с подводных обитаемых аппаратов «Пайсис» / В. В. Тахтеев // Байкальский зоологический журнал. – 2009. – № 2. – С 13–16.

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ ПРЕДГОРНЫХ ОЗЕР СЕВЕРНОГО И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

Д.М. Безматерных, О.Н. Вдовина, Р.К. Свиридов, М.В. Лассый

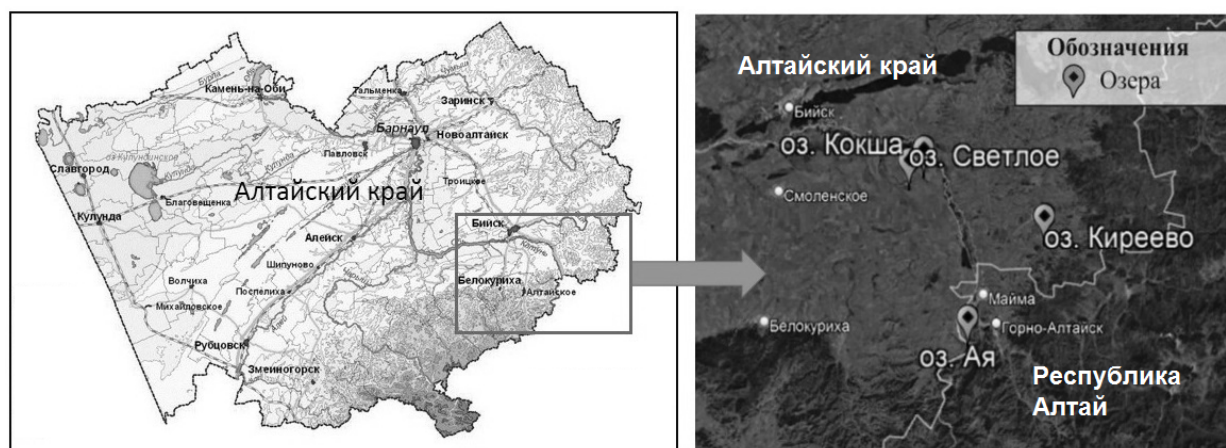
*Институт водных и экологических проблем СО РАН,  
ул. Молодежная, д. 1, Барнаул, 656038, olgashukova1984@yandex.ru*

В 2022 г. исследовано современное состояние экосистем предгорных озер Северного и Северо-Восточного Алтая. Изучены гидрохимические характеристики и донные осадки озер. Дана характеристика состава и структуры зообентоса, на основе биоиндикационных индексов определено качество воды водоемов.

Озера и их побережья являются ключевыми объектами рекреации, формирующими так называемые озерные рекреационные территории, служат той контактной зоной, где концентрируются различные виды хозяйственной, в том числе массовой рекреационной деятельности, создавая многочисленные локальные экологически конфликтные ситуации. Своевременное их разрешение возможно на основе комплексной экологической оценки, определения оптимальной рекреационной нагрузки на озера и прилегающую территорию, разработки предложений по минимизации негативного антропогенного воздействия. Для решения проблем антропогенного воздействия и изменений климата на биоту естественных и искусственных водоемов необходимо проведение комплексных экологических исследований. Наиболее удобный и показательный метод оценки экологического состояния загрязнения водоемов является биоиндикация по составу и структурным показателям зообентоса. Преимущество этого метода заключается в его большей надежности и объективности.

Гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики, а также донные осадки большинства озер Северного и Северо-Восточного Алтая не изучены или малоизучены. В настоящее время на многие из этих водоемов, особенно на предгорные (низкогорные) озера значительно возросла рекреационная нагрузка. Многие озера интенсивно используются в рекреационных и сельскохозяйственных целях.

В 2022 г. исследовано современное состояние экосистем предгорных озер Северного и Северо-Восточного Алтая: Киреево Красногорского района, Ая (Айское) Алтайского района, Кокша и Светлое Советского района (рис. 1). Эти озера были обследованы трижды, в разные гидрологические сезоны (27.05–2.06.2022 г., 20–28.07.2022 г., 05–11.09.2022 г.). Отобрано 36 проб воды на химический анализ и хлорофил «а», 12 проб донных осадков, 55 количественных и 11 качественных проб макрозообентоса.



**Рис. 1.** Карта–схема расположения изученных озер.

Пробы воды отбирали с приповерхностного горизонта в пластиковую тару 1.5 л. Материал для исследований собирали и обрабатывали по стандартным гидрохимическим и гидробиологическим методикам. Донные осадки собирали дночерпателем Петерсена. Гидрохимические исследования включали следующие показатели: температуру, прозрачность, pH, Eh, общая минерализация,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\sum \text{Na}^+ + \text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , Р общий, ХПК, БПК<sub>5</sub>, ПО. Фотосинтетические пигменты фитопланктона анализировали спектрофотометрическим методом в ацетоновом экстракте. Количественные пробы зообентоса отбирали дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0.025 м<sup>2</sup>, пробы промывали через

капроновый газ с размером ячеей 350х350 мкм и фиксировали 70% спиртом. При сборе зообентоса с каменистого грунта брали несколько камней, камни собирали вручную на глубине до 0.7 м, помещали в сачок–промывалку и отмывали. Обсохший камень в дальнейшем обрисовывали по контуру на миллиметровой бумаге, для подсчета площади. После установления постоянного веса животных разбирали по систематическим группам, затем просчитывали и взвешивали на торсионных весах ВТ–500. Уровень трофности определяли по шкале С.П. Китаева [1]. Для оценки структурной организации донных сообществ беспозвоночных использовали индекс видового разнообразия Шеннона, для 1 класса (очень чистые) значения индекса  $>3.00$ ; 2 класса (чистые) – 2.01–3.00; 3 класса (умеренно загрязненные) – 1.51–2.00; 4 класса (загрязненные) – 1.01–1.50; 5 класса (грязные) – 0.51–1.00; 6 класса (очень грязные) –  $<0.50$  [2]. Для оценки экологического состояния использовали индексы: Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF), Гуднайт и Уитлеа – процентное отношение численности олигохет к численности всего зообентоса [3].

Все изученные озера по площади водного зеркала относятся к категории малых – менее 10 км<sup>2</sup>: от 86 тыс. м<sup>2</sup> у оз. Ая до 395 тыс. м<sup>2</sup> у оз. Киреево, а по максимальной глубине – к средним (Ая – 21.34 м), малым (Киреево – 5.22 м) и очень малым (Кокша и Светлое: 1.38–1.48 м). Их высота над уровнем моря находится в пределах 207–320 м.

В исследованных озерах преобладали илистые грунты. В озерах Ая и Кокша – черные мелкоалевритовые илы, в оз. Светлое – черные крупноалевритовые илы, в оз. Киреево – серые глинистые илы. Наименьшее содержание органического углерода отмечено в оз. Киреево, а наибольшее – в оз. Ая. Донные осадки изученных водоёмов характеризовались небольшим содержанием органических веществ, т.е. относились к минеральным осадкам [4], только осадки оз. Ая можно охарактеризовать как переходные между минеральными и органо–минеральными.

Исследованные озера по уровню минерализации являются ультрапресными, по классификации О.А. Алекина [5] относятся к классу гидрокарбонатных, кальциевой группы. Во все периоды исследования минимальная прозрачность воды отмечена в оз. Киреево, максимальная – в оз. Ая, а на озерах Кокша и Светлое прозрачность была до дна. Вода озёр Северного и Северо–Восточного Алтая по величине водородного потенциала была нейтральной–слабощелочной (в среднем, pH=7.4–7.6). Окислительно–восстановительный потенциал (Eh) был положительный (201–219 мВ) и соответствовал окислительным условиям. Весной 2022 г. согласно классификации О.П. Оксикюк с соавт. [6] по содержанию общего фосфора озера характеризовались как мезотрофные (Киреево, Кокша и Светлое) и мезо–эвтрофные (Ая), летом все озера соответствовали олиго–мезотрофным, осенью содержание общего фосфора в оз. Ая осталось без значимых изменений, в остальных озерах существенно понизилось. Содержание нитритов во всех озерах было ниже пределов обнаружения метода анализа. Концентрация нитратов в озерах соответствовала «чистым водам», повышение концентрации нитратов отмечено осенью в озерах Киреево и Ая («слабозагрязненные» и «достаточно чистые» разряды качества вод). Общее содержание органических веществ (по величине ХПК) было наибольшим в озерах Ая и Киреево (вода «удовлетворительной чистоты»), а наименьшие величины во все периоды исследования зафиксированы в озере Светлое. Содержание легкоокисляемых органических веществ (по величине БПК<sub>5</sub>) было наибольшим в оз. Киреево, в июле оно превышало ПДК<sub>рыбхоз</sub>.

В оз. Ая выявлена тенденция к уменьшению концентрации основных ионов и общей минерализации воды с 1960–ых гг. прошлого века; по сравнению с данными конца 1990–ых гг. и начала 2000–ых гг. достоверных изменений содержание биогенных элементов и органических веществ не выявлено. По химическому составу вод наиболее схожи озера Кокша и Светлое, к ним примыкает оз. Ая, больше отличается оз. Киреево. На химический состав поверхностных вод изученных озёр наибольшее влияние оказали физико–географические характеристики их водосборов и особенности антропогенного воздействия на озера.

В озерах Ая, Кокша и Светлое содержание хлорофилла «а» в воде соответствовало олиготрофным водоемам, в оз. Киреево весной содержание хлорофилла «а» характеризовало озеро как эвтрофное, летом и осенью этот показатель снижался и соответствовал мезотрофному уровню.

В макрозообентосе озёр Северного и Северо–Восточного Алтая обнаружено 126 видов из 9 классов беспозвоночных. Амфибиотические насекомые отличались максимальным разнообразием (85 видов), среди них преобладали двукрылые (61 вид, из них 52 – хирономиды), далее по количеству видов следовали ручейники (11), жуки (5), поденки (4), клопы (3) и большекрылки (1). Кроме насекомых также отмечены: Turbellaria (1), Nematoda (1), Oligochaeta (15), Hirudinea (5), Bivalvia (2), Gastropoda (7), Arachnida (8) и Crustacea (2).

Небольшое видовое разнообразие характерно для зообентоса оз. Ая (рис. 2), здесь обнаружен 41 вид из 3 классов беспозвоночных. В озере Ая донные беспозвоночные характеризовались невысокой численностью и биомассой в течение периода исследований с мая по сентябрь (рис. 3). По численности в зообентосе озера доминировали хирономиды во все периоды исследования. По биомассе хирономиды доминировали в мае и сентябре. Также большой вклад в биомассу макрозообентоса вносили ручейники в мае и июле, за счет единично обнаруженных крупных особей. В зообентосе оз. Киреево выявлено 52 вида макробеспозвоночных из 6 классов. В озере наблюдались невысокие показатели количественных характеристик макробеспозвоночных, наименьшие значения отмечались в мае, в последующие периоды наблюдался рост значений численности и биомассы донных беспозвоночных. В зообентосе озера

доминировал хириномидно–олигохетный комплекс видов, значения численности и биомассы этого комплекса были слабо подвержены сезонным изменениям. Озера Ая и Киреево относятся к озерам хириномидного типа, хириномиды отмечены в 58% и 100% проб соответственно, хириномиды представлены в основном подсем. Chironominae. Высокий уровень видового разнообразия отмечен в озерах Кокша и Светлое. В макрозообентосе оз. Кокша зарегистрировано 76 видов из 9 классов беспозвоночных, в составе зообентоса оз. Светлого выявлено 55 видов из 9 классов беспозвоночных. Практически для всех подсемейств хириномид отмечен высокий процент встречаемости (Chironominae – 94%, Tanypodinae – 80%, Orthocladiinae – 78%, Diamesinae – 55%). Для озера Кокша и Светлое отмечены высокие значения численности и биомассы зообентоса, они соответствовали эвтрофным водоемам. Наибольшие значения обилия макробеспозвоночных отмечены в июле. По численности в озерах доминировали хириномиды, максимум их развития также приходился на июль. Значительный вклад в численность зообентоса также вносили олигохеты. При выраженном доминировании хириномид в течение периода исследований, их доля в биомассе бентоса существенно менялась.

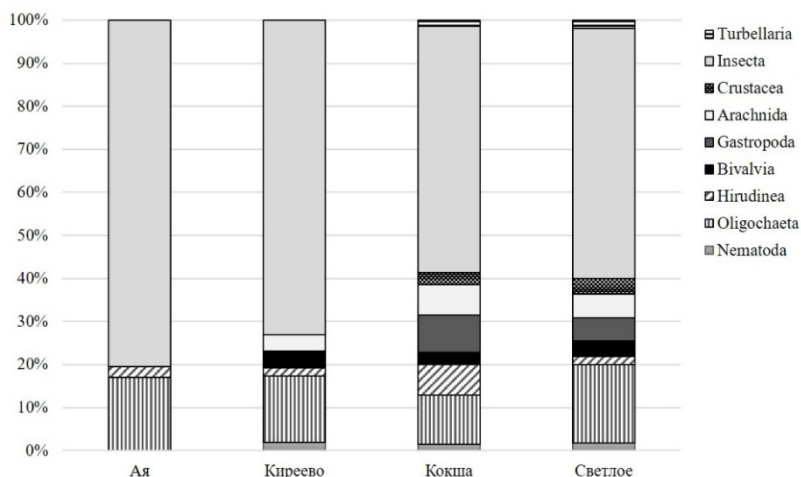


Рис. 2. Таксономический состав исследованных озёр.

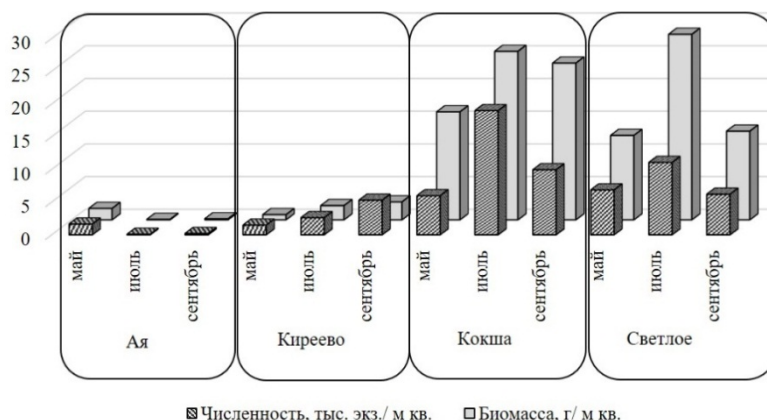


Рис. 3. Сезонная динамика численности и биомассы зообентоса исследованных озёр.

В исследованных водоемах биоиндикационные индексы показали следующие результаты. Относительно высоким видовым богатством характеризовались макробеспозвоночные озера Кокша и Светлое: в каждой пробе в среднем отмечали  $12.15 \pm 0.79$  и  $11.27 \pm 0.65$  видов донных беспозвоночных соответственно. Для этих озёр также характерны самые высокие значения индекса видового разнообразия, они соответствовали II классу качества вод, «чистым» водоемам (табл.). Более низкий уровень видового разнообразия отмечен в оз. Киреево, в среднем в пробе обнаружено  $7.16 \pm 0.61$  видов зообентоса, индекс Шеннона соответствовал III классу качества вод, т.е. «умеренно загрязненным» водоемам. Низкое видовое богатство характерно для оз. Ая, в среднем в пробе обнаружено  $2.91 \pm 0.71$  видов макробеспозвоночных, значения индекса Шеннона соответствовали V классу качества вод и характеризовали воду озера как «грязную». Фламандский мультиметрический индекс (ММИФ) для озера Кокша и Светлое показал «посредственное» качество воды, для озера Ая и Киреево – «низкое». Для всех исследованных озёр характерны невысокие значения олигохетного индекса Гуднайта и Уитлеа. В озерах Ая, Кокша и Светлое

они соответствовали I классу, вода озер характеризуется как «очень чистая», в озере Киреево средние значения индекса соответствовали II классу качества вод.

Выявлены основные виды воздействия на озера: рекреационное и сельскохозяйственное. Высокой степенью антропогенной преобразованности отличается водосбор оз. Ая (рекреационное воздействие), меньше степень воздействия на оз. Киреево (рекреационная нагрузка). Средняя степень антропогенного воздействия характерна для оз. Светлого (рекреационная нагрузка), низкая – оз. Кокша (сельскохозяйственное воздействие).

Таблица. Основные характеристики макрозообентоса исследованных озер

Характеристики	Ая	Киреево	Кокша	Светлое
Число видов в пробе	2.91±0.71	7.16±0.61	12.15±0.79	11.27±0.65
Численность. тыс. экз./м <sup>2</sup>	0.64±0.22	3.22±0.49	11.25±2.23	8.36±0.92
Биомасса. г/м <sup>2</sup>	0.65±0.47	1.93±0.35	20.72±2.47	17.25±4.33
Н. бит/экз. – класс качества вод	0.89±0.23 V	1.74±0.24 III	2.34±0.12 II	2.22±0.12 II
ММIF	0.43 – низкое	0.42 – низкое	0.52 – посредственное	0.53 – посредственное
Ко. % – класс качества вод	14.31±5.16 I	33.82±5.09 II	13.48±4.47 I	19.42±3.83 I
Уровень трофности	альфа– олиготрофный	бета– олиготрофный	бета–эвтрофный	альфа–эвтрофный

Примечания: Н – коэффициент видового разнообразия по Шеннону; ММIF – фламандский мультиметрический индекс; Ко – олигохетный индекс Гуднаита и Уитлеа; качество воды: I – очень чистые; II – чистые; III – умеренно загрязненные; IV – загрязненные; V – грязные.

Составлен прогноз состояния экосистем исследованных озер в будущем. При сохранении темпов развития туристической индустрии и увеличении антропогенной нагрузки в ближайшие 5–10 лет в исследованных озерах могут наблюдаться следующие экологические модуляции водных сообществ [7]:

- Кокша – фоновое состояние – возможны перестройки структуры, не ведущие к ее усложнению или упрощению (смена доминантных видов, изменение видового состава); может происходить некоторое увеличение интенсивности метаболизма;
- Светлое – состояние антропогенного экологического напряжения – выражается в увеличении разнообразия сообществ (увеличение общего числа видов, усложнение межвидовых отношений, временной структуры, пищевых цепей);
- Киреево – состояние антропогенного экологического регресса – уменьшение разнообразия и пространственно–временной гетерогенности, упрощение межвидовых отношений, временной структуры, трофических цепей;
- Ая – состояние антропогенного метаболического регресса – снижение интенсивности метаболизма биоценоза.

Таким образом, в изученных озерах выявлена естественная внутригодовая динамика гидрохимических показателей, обусловленная сменой гидрологических и биологических сезонов, а также изменением антропогенной нагрузки. Наиболее высокая степень антропогенной преобразованности отмечена в озерах Ая и Киреево. Уровень видового разнообразия и обилия макробеспозвоночных, значения большинства биоиндикационных индексов свидетельствуют о неблагоприятных условиях для формирования зообентоса в озерах Ая и Киреево, и благоприятных условиях в озерах Кокша и Светлое.

*Работа выполнена при поддержке гранта РНФ 22–27–20134.*

#### Список литературы:

1. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: КНЦ РАН, 2007. – 395 с.
2. Яныгина Л.В. Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: воздействие природных и антропогенных факторов: Дисс. ... д-ра. биол. наук. – Владивосток, 2014. – 399 с.
3. Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Беларус. Навука, 2010. – 329 с.
4. Тарновский А.А. Геохимия донных отложений современных озер. – Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. – 172 с.
5. Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 444 с.
6. Оксик О.П., Жукин В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29., №4. – С. 62–76.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.



# РОЛЬ ЧУЖЕРОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ *VIVIPARUS VIVIPARUS* (LINNAEUS, 1758) В ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЦИКЛОВ УГЛЕРОДА И АЗОТА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Д.Д. Волгина

Институт водных и экологических проблем СО РАН  
656038 Барнаул, Алтайский край, volgina.dasha@inbox.ru

Выполнены исследования особенностей питания и фильтрационной активности чужеродного моллюска *V. viviparus* в Новосибирском водохранилище. Показано, что моллюск вовлекает часть продукции планктона в донные трофические сети, способствуя улучшению качества воды.

Биологическое загрязнение водоемов, связанное с вселением чужеродных видов, является одним из наиболее опасных видов антропогенной трансформации водных экосистем. Чужеродные виды находятся на втором месте среди наиболее значимых угроз глобальному биоразнообразию, после прямого разрушения мест обитания. К числу наиболее активно расселяющихся за пределы естественных ареалов групп макробеспозвоночных относят моллюсков. Благодаря относительно крупным размерам и способности образовывать поселения с высокой численностью и биомассой, моллюски существенно влияют на экосистемы водоемов–реципиентов, вызывая изменение условий обитания других гидробионтов, трансформацию трофических сетей экосистемы, перестройку состава и структуры сообществ. Разнотипные водные объекты проявляют разную восприимчивость к инвазиям чужеродных видов. Наиболее подвержены инвазиям экосистемы водохранилищ, что связано с их эволюционной молодостью, нарушенностью естественных структурно–функциональных связей, а также их интенсивным использованием для разведения и торговли гидробионтами.

Новосибирское водохранилище – крупное равнинное водохранилище, построенное на реке Обь в 1959 году с целью получения электроэнергии, водоснабжения и рыборазведения. На его берегах расположены крупные города Алтайского края (Камень–на–Оби) и Новосибирской области (Бердск, Новосибирск) с крупными промышленными предприятиями, что способствует увеличению уровня антропогенного воздействия на водоем. О высокой антропогенной нагрузке свидетельствует наметившаяся тенденция постепенного накопления в водохранилище минеральных форм азота и фосфора по сравнению с начальным периодом становления водохранилища [1]. На отдельных участках водохранилища периодически наблюдается «цветение», связанное с кратковременным массовым развитием цианобактерий. По среднесезонным значениям концентрации хлорофилла *a* за период открытой воды Новосибирское водохранилище относится к эвтрофным водоемам; максимальные значения концентрации хлорофилла *a*, достигающие уровня гиперэвтрофных вод, характерны для Бердского залива водохранилища [1]. Воды Новосибирского водохранилища в целом относятся к классу загрязненных, при этом Бердский залив водохранилища характеризуется повышенным содержанием органических и биогенных веществ, а качество воды в нем варьирует от «очень загрязненной» до «грязной» [2].

Речная живородка *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758) – западно–палеарктический вид, непреднамеренно интродуцированный в Новосибирское водохранилище в конце 1990–х годов и к настоящему времени освоивший его среднюю и нижнюю части. Благодаря благоприятным условиям обитания и некоторым биологическим особенностям вида (крупные размеры, экологическая и фенотипическая пластичность, высокая плодовитость), живородки создают поселения с высокой численностью и биомассой, что повышает их значимость как вида–эдификатора, определяющего условия обитания для бентосных беспозвоночных [3].

К последствиям инвазии речной живородки для экосистем Новосибирского водохранилища относят:

- снижение видового разнообразия аборигенного зообентоса и изменения его структуры;
- выброс в воду значительного объема биогенных элементов и органических веществ в результате массовой гибели моллюсков при сезонной сработке уровня водохранилища;
- снижение рыбопродуктивности водоёма [4].

Речная живородка – моллюск со смешанным типом питания, он может получать пищу, собирая ее с поверхности субстрата или отфильтровывая из толщи воды. Учитывая высокую биомассу, создаваемую живородкой в Новосибирском водохранилище, характер питания живородки может существенно влиять как на потоки органического вещества в придонных слоях водохранилища, так и на функционирование его экосистемы в целом.

Для оценки роли *V. viviparus* в трансформации экосистем Новосибирского водохранилища были выполнены исследования фильтрационной активности моллюсков и особенностей их питания.

Для изучения трофической ниши речной живородки в Новосибирском водохранилище был проведен изотопный анализ мышечной ткани моллюсков, а также их потенциальных трофических ресурсов – детрита,



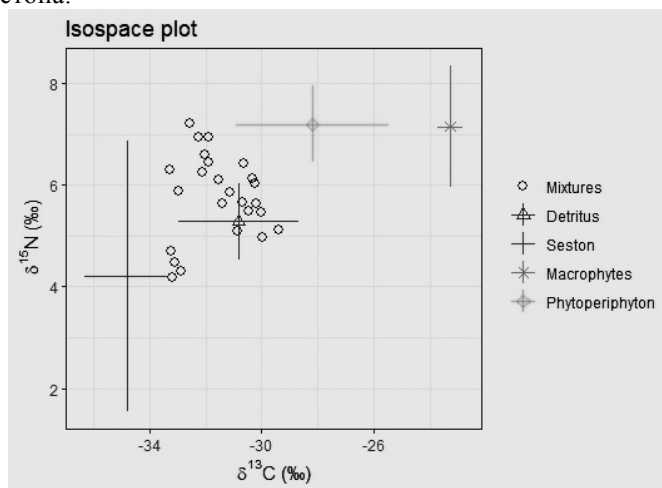
макрофитов (сусак, рдест), сестона и фитоперифитона. Материалы были отобраны в Бердском заливе Новосибирского водохранилища в 2019 и 2020 гг. Анализ стабильных изотопов выполнен в Центре коллективного пользования при ИПЭЭ РАН (г. Москва) с использованием изотопного масс-спектрометра ThermoFinniganDelta V Plus. Результаты анализа ( $\delta$ , ‰) представлены в виде тысячных долей отклонения от международного стандарта.

Эксперименты по изучению фильтрационной активности речной живородки проводили в 3 этапа. Сначала оценивали фильтрационную активность речной живородки по показателю оптической плотности культуры одноклеточной водоросли *Chlorella* sp. Для этого в каждый из пяти экспериментальных стаканов объемом 250 мл помещали по два моллюска, добавляли 100 мл воды и 5 мл хлореллы (контроль – 2 стакана без моллюсков). Оптическую плотность определяли с помощью ИПС-3 (длина волны 560 нм) перед началом эксперимента и после его завершения. Длительность эксперимента составила 1 сутки.

На следующем этапе фильтрационную активность речной живородки оценивали по изменению концентрации экспериментальной суспензии хлореллы. Моллюсков помещали в индивидуальный стеклянный стакан объемом 250 мл и добавляли 100 мл суспензии хлореллы (контроль – стаканы без моллюсков). Длительность эксперимента составляла 1 сутки. В третьем эксперименте были оценены различия скорости фильтрации у речной живородки разных размерных групп и при разных начальных концентрациях хлореллы. Моллюсков двух размерных групп (11.2–16.6 мм и 20.0–30.0 мм) помещали в 16 экспериментальных стаканов (по 8 на каждую группу) и добавляли 250 мл суспензии хлореллы с низкой концентрацией ( $<8.5 \cdot 10^4$  кл./мл) (контроль – стаканы без моллюсков). Длительность эксперимента составляла 2 часа. По аналогичной схеме проводили эксперимент с высокой концентрацией хлореллы ( $>63.5 \cdot 10^4$  кл./мл). Подсчет концентрации хлореллы в экспериментальных стаканах проводили перед началом эксперимента и после его завершения с использованием камеры Горяева.

Средние значения представлены со стандартной ошибкой. Статистическая значимость различий оценивалась с применением непараметрических критериев для зависимых (критерий Уилкоксона) и независимых выборок (U-критерий Манна-Уитни). Статистическая обработка данных проводилась с использованием специализированных программ – Statistica 10.0 и R 4.2.3 (стандартный пакет и пакет SIMMR для построения модели смешивания, отражающей вклад различных источников питания в рацион).

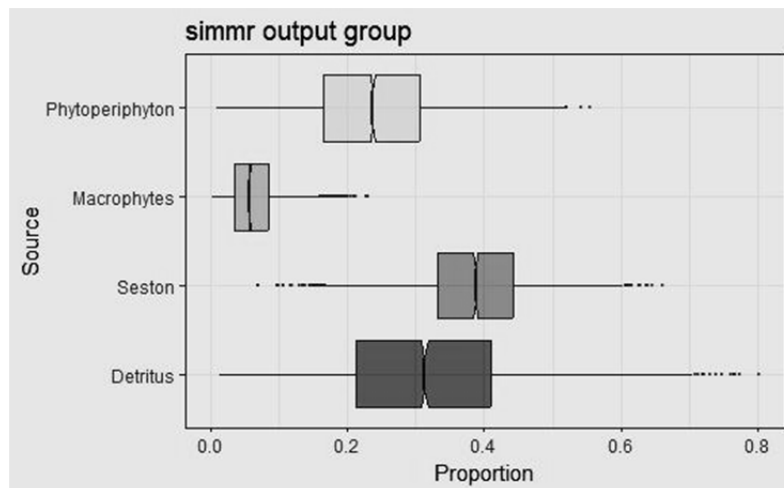
Содержание тяжелых изотопов углерода и азота в мышечной ткани речной живородки изменялось в пределах от  $-29.4$  до  $-33.3$ ‰ (среднее значение –  $-31.5 \pm 0.2$ ‰) для  $\delta^{13}\text{C}$  и от  $4.2$  до  $7.2$ ‰ ( $5.8 \pm 0.2$ ‰) для  $\delta^{15}\text{N}$ , соответственно (рис. 1). Более низкими значениями  $\delta^{15}\text{N}$  характеризовались моллюски, отобранные в августе 2020 года –  $4.9 \pm 0.2$ ‰ ( $N=9$ ), что возможно связано с межгодовыми изменениями  $\delta^{15}\text{N}$  изотопной подписи сестона.



**Рис. 1.** Содержание тяжелых изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) и азота ( $\delta^{15}\text{N}$ ) в мышечной ткани речной живородки, а также в потенциальных трофических ресурсах (детрит, сестон, макрофиты и фитоперифитон).

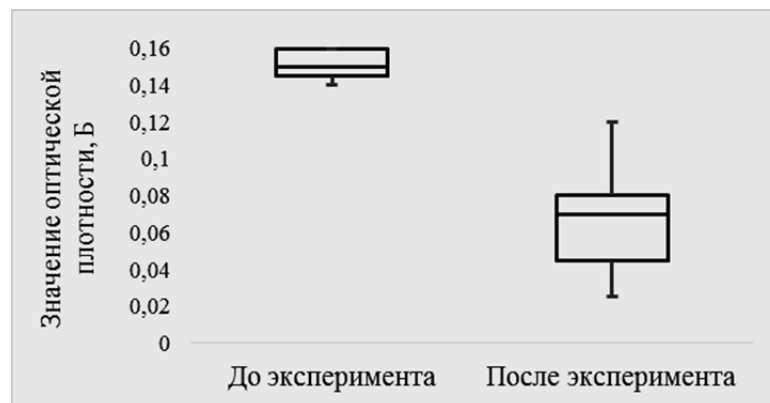
Различия изотопного состава сестона могут быть связаны с сезонной динамикой таксономической структуры фитопланктона, составляющего его значительную часть. Некоторые цианобактерии способны фиксировать атмосферный азот, в связи с чем значение  $\delta^{15}\text{N}$  в их клетках схоже с  $\delta^{15}\text{N}$  атмосферного воздуха (0‰). В дальнейшем фиксированный азот попадает в пищевые цепи либо через потребление цианобактерий гидробионтами, либо в результате выделения доступных форм азота (аммоний или растворенный органический азот) цианобактериями в толщу воды, который затем используется фито- и бактериопланктоном и, соответственно, отражается в изотопной подписи всех компонентов пищевой цепи.

Основными пищевыми ресурсами в диете речной живородки Бердского залива являются сестон и детрит, на их долю приходится 38% и 34% ассимилированной пищи. Еще 23% приходится на фитоперифитон, тогда как макрофиты составляют около 5% (рис. 2). Полученные результаты подтверждают имеющиеся данные о широком спектре питания моллюска. В условиях дефицита одного из ресурсов речная живородка способна переключаться между типами питания, потребляя наиболее доступную пищу. Можно предположить, что трофическая пластичность выступала одним из факторов успешной натурализации моллюска в водоеме, снижая давление конкуренции с нативными видами.



**Рис. 2.** Вклад различных источников питания (детрита, сестона, макрофитов и фитоперифитона) в рацион речной живородки Бердского залива Новосибирского водохранилища.

Используя средние значения биомассы живородки в Бердском заливе, а также данные по содержанию азота и углерода в их мышцах, было рассчитано количество биогенов, депонированных в биомассе. Эти расчеты показали, что в Бердском заливе в биомассе живородки ( $2675.1 \pm 232.2$  г, 2019 г.) депонировано  $56.5 \pm 5.3$  г C/m<sup>2</sup> и  $13.5 \pm 1.2$  г N/m<sup>2</sup>. Учитывая долю сестона в питании живородки, можно предположить, что  $21.3 \pm 2.0$  г C/m<sup>2</sup> и  $5.1 \pm 0.4$  г N/m<sup>2</sup> в биомассе живородки Бердского залива ассимилировано из толщи воды. При сезонной сработке уровня водохранилища, периодически вызывающей массовую гибель моллюсков, эти биогены поступают в литораль водохранилища, что приводит к существенному снижению качества воды.



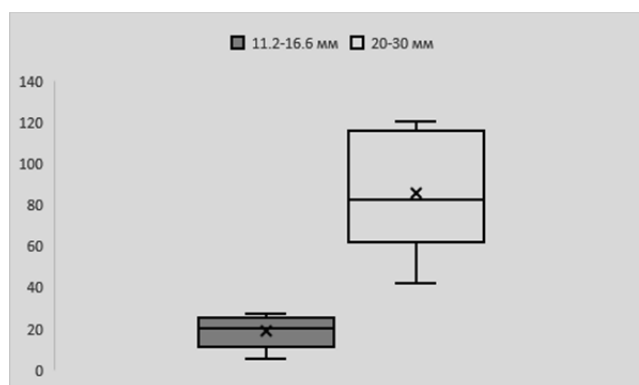
**Рис. 3.** Изменение среднего значения оптической плотности культуры хлореллы в экспериментальных стаканах с моллюсками до и после проведения эксперимента, (Б).

Анализ стабильных изотопов показал, что в составе пищи живородки Новосибирского водохранилища значительную долю составляет сестон. Для оценки вклада живородки в самоочищение Бердского залива Новосибирского водохранилища были проведены эксперименты по оценке скорости фильтрации моллюсков.

Сначала оценивали фильтрационную активность моллюска по изменению оптической плотности культуры хлореллы. К концу эксперимента среднее значение оптической плотности в стаканах с моллюсками снизилось в 2 раза, разница между средним значением оптической плотности в стаканах с моллюсками и контролем в конце эксперимента составляла 2.6 раза (рис. 3).

На следующем этапе использовали метод, основанный на учете изменений концентрации водоросли *Chlorella* sp. Эксперимент показал, что фильтрационная активность моллюсков в большей степени зависела от физиологического состояния особей, чем от размера. Максимальная скорость фильтрации (у отдельных особей до  $165.0 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$ ) наблюдалась в первые часы эксперимента у голодных моллюсков. В целом, эти значения соответствуют максимальным значениям (до  $141.0 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$ ), известным по литературным данным [5]. В течение суток скорость фильтрации снижалась и в среднем за сутки составила  $6.8 \pm 0.9 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$ . Популяция *Viviparus viviparus* Бердского залива при средней плотности  $720.3 \pm 265.3 \text{ экз./м}^2$  (2019–2020 гг.) способна профильтровывать столб воды высотой 1 м каждые 9 суток.

Дополнительно была оценена скорость фильтрации у моллюсков разных размерных групп. Так, моллюски первой группы (высота раковины 11.2–16.6 мм) в среднем профильтровывали  $18.5 \pm 2.8 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$  при низкой и  $22.2 \pm 3.4 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$  при высокой концентрации хлореллы. Для второй группы (20.0–30.0 мм) эти значения составляли  $85.3 \pm 10.0 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$  и  $121.8 \pm 18.9 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$  соответственно (рис. 4). Максимальная скорость фильтрации составила  $207.0 \text{ мл} \cdot \text{ч}^{-1} \cdot \text{экз.}^{-1}$  (вторая размерная группа, высокая концентрация). Сравнения скоростей фильтрации в одинаковых размерных группах при разных концентрациях хлореллы статистически значимых различий не показали.



**Рис. 4.** Сравнение скоростей фильтрации при низкой ( $<8.5 \cdot 10^4$  кл./мл; слева) и высокой ( $>63.5 \cdot 10^4$  кл./мл; справа) концентрации культуры *Chlorella* sp.

Таким образом, выполненные исследования показали, что в гиперэвтрофных условиях Бердского залива Новосибирского водохранилища речная живородка более трети ассимилированной пищи потребляет из планктона, тем самым способствуя вовлечению части продукции планктонных трофических сетей в донные. В условиях повышенной трофности Бердского залива значительные скопления моллюсков могут способствовать улучшению качества воды, участвуя в процессах биологического самоочищения, и оказывать влияние на функционирование экосистемы в целом. При регулировании уровня водохранилища следует учитывать особенности сезонных миграций моллюсков для предотвращения вторичного загрязнения Бердского залива в результате массовой гибели моллюсков.

#### Список литературы:

1. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища /Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Ермолаева Н.И. и др.; под ред. Васильева О.Ф. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. – 393 с.
2. О состоянии и об охране окружающей среды Новосибирской области в 2022 году. – Новосибирск, 2023. – 201 с.
3. Яныгина Л.В., Котовщиков А.В., Киприянова Л.М., Волгина Д.Д. Факторы пространственного распределения и оценка риска инвазии речной живородки *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758) в водные экосистемы бассейна р. Обь // Сибирский экологический журнал. – 2020. – № 2. – С. 205–216. DOI: 10.1134/S1995425520020110.
4. Визер А.М., Дорогин А.М. Питание и рост молоди стерляди (*Acipenser ruthenus marsiglii* Brandt, 1883) Новосибирского водохранилища // Вестник рыбохозяйственной науки. – 2015. – Т. 2; № 1(5). – С. 27–31.
5. Höckelmann C., Pusch M. The respiration and filter-feeding rates of the snail *Viviparus viviparus* (Gastropoda) under simulated stream conditions // Archiv fur Hydrobiologie. – 2002. – №149. – P.553–568.

# МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА НЕКОТОРЫХ ГИДРОФИЗИЧЕСКИХ, ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ И СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. ВЕЛИКОЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Е.М. Воробьева, О.В. Бунеева, Д.Н. Судницына

Псковский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ПсковНИРО»)  
180007, г. Псков, ул. Максима Горького, дом 13, , katerinka0908@yandex.ru

В нижнем течении реки Великой под влиянием постоянного антропогенного пресса наблюдается динамика всех показателей без нарушения целостности гидробиоценоза.

Река Великая – самый крупный приток с российской стороны трансграничного Псковско–Чудского (Чудско–Псковского в государственном реестре) озерного комплекса. Она приносит с водосборного бассейна около 65% всех поступающих в озеро питательных веществ. В нижнем течении реки Великой с 1987 г. определена стационарная точка (станция 21), предназначенная для мониторинга экологического состояния озера. Она располагается в русловой части реки перед островами дельты. Глубина реки 4–7 м, ширина – 600–700 м. В 6 км вверх по течению находится сброс сточных вод г. Пскова, следовательно, нижнее течение реки фактически находится в зоне активного антропогенного загрязнения.

Нами проанализированы многолетние фондовые материалы и собственные исследования с 1987 по 2022 гг. по некоторым гидрофизическим, гидрохимическим показателям и фитопланктону нижнего течения р. Великой с целью определения особенностей многолетней динамики в условиях постоянного антропогенного влияния и оценки современного экологического состояния реки. Для удобства обработки данных и выявления тренда величин показателей весь период наблюдений условно разбит на интервалы.

Отбор гидрохимических и гидробиологических проб на станции 21 проводился в те же сроки, что и на Псковском озере, и по той же методике. Только для определения экологического состояния реки по фитопланктону, кроме показателей биомассы и определения индекса сапробности, нами апробирован «венгерский» индекс Q ( $Q = \sum P_i F$ ) [4]. Функциональные группы определяли только для доминирующих видов, биомасса которых по сезонам составляла от 70 до 87% общей биомассы. Уровень связи биотических и абиотических параметров устанавливали вычислением коэффициента ранговой корреляции Спирмена. Математическую обработку проводили в пакетах статистических программ Excel.

Для реки Великой и её притоков характерна загрязнённость воды органическими веществами и некоторыми тяжёлыми металлами. Наибольшее поступление биогенов через реку Великую в Псковско–Чудское озеро было отмечено в 90–годы (табл. 1).

Таблица 1. Речная биогенная нагрузка на Псковско–Чудское озеро с территории России (т/год) за различные временные периоды [5]

Речная система	Период	$P_{\min}$	$P_{\text{общ}}$	$N_{\min}$	$N_{\text{общ}}$
Великая	1980–1988	110	230	1608	4673
	1995–1998	422	505	2104	6643
	1999–2001	156	270	2248	5367

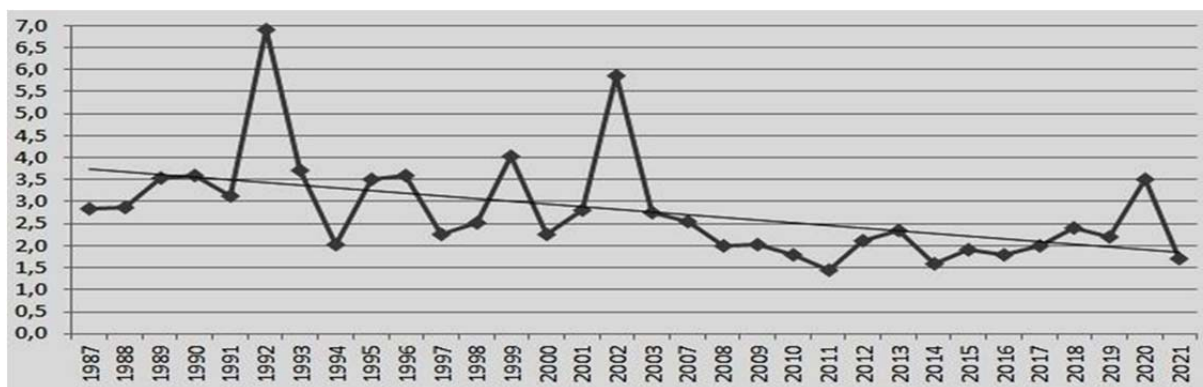
К началу XXI века поступление биогенов значительно сократилось. По данным эстонских исследователей [2], в период с 2007 по 2011 гг. поступление общего фосфора с водами Великой в Псковское озеро снизилось на 8%, общего азота – на 20%.

По нашим данным в последние годы в нижнем течении реки Великой максимальные показатели биогенов отмечены в 2021 г.: содержание общего азота достигало  $1.51 \pm 0.16$ , а общего фосфора –  $0.077 \pm 0.009$  мг/дм<sup>3</sup>.

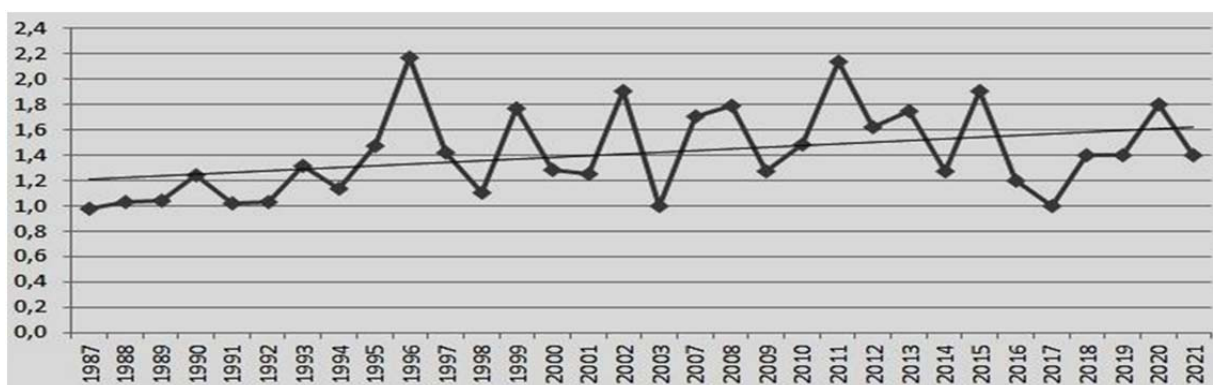
Вода реки Великой относится к гидрокарбонатному классу группы кальция. В нижнем течении она характеризуется повышенным содержанием окрашенных органических веществ аллохтонного происхождения. Обсуждаемые гидрохимические показатели в многолетнем аспекте испытывали значительные колебания и свидетельствовали о загрязнении этого участка реки.

Так показатели цветности воды с 1987 г. изменялись в широких пределах от 33 до 113<sup>0</sup> Pt–Co шкал (среднемноголетний показатель – 65<sup>0</sup>). Минимальные величины отмечены в 1992 г., максимальные – в 2017 г.

Показатели прозрачности воды варьировали по сезонам и годам: от 0.5 м (июль 2003 г.) до 4.0 м – (октябрь 1996 г.), среднемноголетняя средневегетационная величина – 1.4 м. (рис. 1). Колебания прозрачности воды в реке значительнее, чем в Псковском озере, что обусловлено, в первую очередь, высокими гидрологическими расходами воды и, соответственно, выносом различных органических взвесей с территории водосбора.



**Рис. 1.** Многолетняя динамика среднесезонных величин прозрачности воды (м) нижнего течения р. Великой (1987–2021 гг.).



**Рис. 2.** Многолетняя динамика среднесезонных величин БПК<sub>5</sub> (мгО<sub>2</sub>/л) в нижнем течении р. Великой (1987–2021 гг.).

Активная реакция среды в нижнем течении р. Великой колебалась в пределах 7.2–9.0 ед. рН, что характерно для эвтрофированных, богатых биогенами водоёмов. Средневегетационное многолетнее значение рН – 7.9. В последние годы отмечается тенденция увеличения концентрации водородного показателя не только в нижнем течении р. Великой, но и Псковском озере.

Повышенное содержание трудноокисляемых органических веществ подтверждается соответствующими величинами перманганатной окисляемости: среднеемноголетняя величина – 16.8; максимальная – 29.4 (2007 г.), минимальная – 10.7 мгО<sub>2</sub>/л (1992 г.). Абсолютное наивысшее значение отмечалось в июле 1989 и 2017 гг. (40.4 мгО<sub>2</sub>/л), наименьшее – в сентябре 2021 г. (1.6 мгО<sub>2</sub>/л).

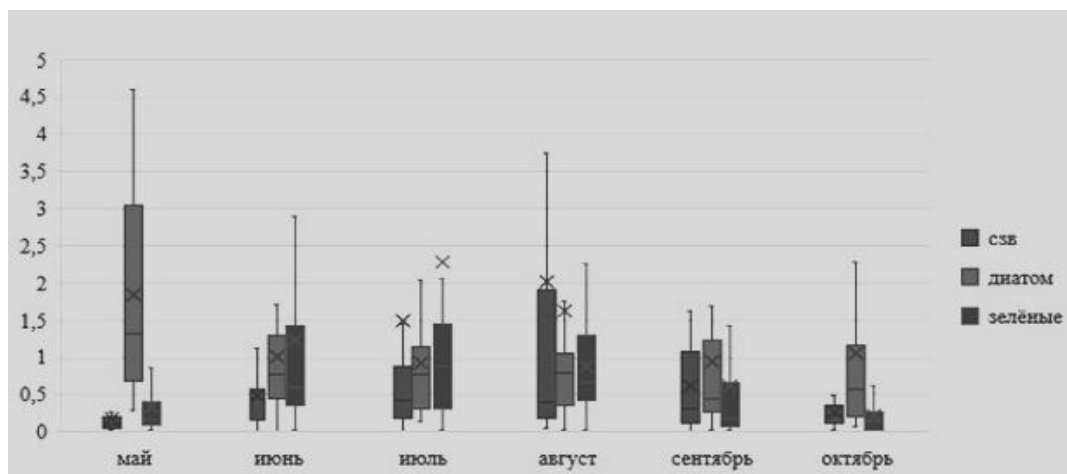
Содержание легкоокисляемых органических веществ (по величине БПК<sub>5</sub>), достигало максимума в 80–90-е гг. 20 столетия. Среднесезонная среднеемноголетняя величина БПК<sub>5</sub> составляет 2.8, максимум отмечался в 1992 г. (6.9), минимум – в 2011 г. (1.4). В настоящее время наблюдается снижение нагрузки данной группы органических веществ на дельту р. Великой, однако, их величина всё ещё превышает предельно-допустимую концентрацию (2.1) для вод рыбохозяйственного значения (рис. 2).

Согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши [3] по гидрохимическим показателям вода нижнего течения р. Великой периодически варьировала от 3 класса качества – «удовлетворительной чистоты» к 4-ому – «загрязнённая». Такая же оценка оказалась и по показателям сообщества планктонных водорослей.

В количественных пробах фитопланктона за весь период исследований в нижнем течении р. Великой идентифицировано 207 таксонов водорослей рангом ниже рода, что составляет 41% от общего числа таксонов фитопланктона всей реки (от истоков до дельты), выявленных Е.А. Афониной [1]. Следует отметить, что в фитопланктоне всей реки первое место принадлежит диатомовым водорослям (41.5%), а в нижнем течении – зелёным (46.0%).

Среднее число видов на станции за многолетний период наблюдений –  $13.7 \pm 0.44$ . Достоверная связь числа видов с биогенами не установлена, отмечена слабая положительная связь с уровнем воды: у зелёных ( $r = +0.44$ ) и диатомовых водорослей ( $r = +0.47$ ).

В сезонной динамике биомассы фитопланктона нижнего течения р. Великой за весь исследованный период диатомовые водоросли имели 2 пика в развитии: весной и осенью, а зелёные и сине-зелёные только один – летний (рис. 3).



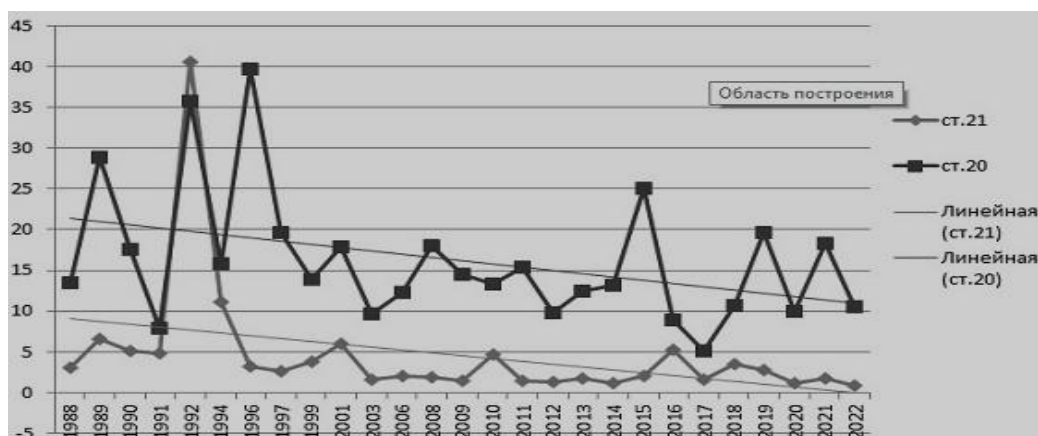
**Рис. 3.** Сезонная динамика среднееголетних уровней биомассы ( $\text{г/м}^3$ ) основных групп фитопланктона нижнего течения р. Великой (1989–2021 гг.).

Самый высокий уровень общей биомассы фитопланктона выявлен в 90-е годы –  $5.13 \pm 5.2 \text{ г/м}^3$ . В 1992 г., единственный раз за весь период исследований, зафиксировано в реке Великой «цветение» воды, вызванное сине-зелёными водорослями (преимущественно рода *Microcystis*). Причинами этого «цветения», совершенно нехарактерного для рек данного региона, оказались: высокие показатели содержания в воде биогенов, интенсивный прогрев воды в летний период и замедленное течение в связи с маловодностью года [7].

В следующем десятилетии (2000–2010 гг.) уровень общей биомассы фитопланктона нижнего течения реки Великой значительно снизился ( $2.99 \pm 0.66 \text{ г/м}^3$ ), ведущую роль в этот период играли диатомовые и сине-зелёные (29 и 27% общей биомассы), увеличился вклад криптофитовых и динофитовых в общую биомассу (10 и 7%, соответственно).

В 2011 – 2020 гг. наблюдалось дальнейшее снижение уровней общей биомассы. В 2021 среднесезонная биомасса фитопланктона составила  $1.73 \text{ г/м}^3$ , а в 2022 г. –  $0.92 \text{ г/м}^3$ . Среднееголетняя величина биомассы фитопланктона в нижнем течении р. Великой  $2.75 \pm 0.28$  соответствует мезотрофной категории трофности. Эвтрофное состояние отмечалось в 90-е годы.

Тенденция снижения общей биомассы фитопланктона характерна также и для южной части Псковского озера (станция 20, расположенная в аванделъте) (рис. 4).



**Рис. 4.** Многолетняя динамика средних (май – октябрь) показателей биомассы фитопланктона ( $\text{г/м}^3$ ) в нижнем течении реки Великой (станция 21) и южной части Псковского озера (станция 20) в 1988–2022 гг.

Величина колебаний максимальной и минимальной биомасс за сезон, согласно И.С. Трифионовой [6], использована для определения стабильности сообщества планктонных водорослей. Оказалось, что из 28 изученных лет нестабильных только 9. Они были отмечены, как и в Псковско-Чудском озере, в конце 80-х, в 90-е годы и в последнее время – в 2018 и 2019 гг. В связи с этим можно считать, что сообщество планктонных водорослей в нижнем течении р. Великой, в целом, довольно устойчиво к антропогенному загрязнению. Устойчивость сообщества, по-видимому, во многом связана с составом доминирующего комплекса.

Согласно функциональной классификации среди доминирующих видов выявлено 18 функциональных групп. Число групп варьировало по периодам: наибольшее число функциональных групп зафиксировано в 90-е годы – 15. По частоте встречаемости и относительному вкладу (в %) в общую биомассу фитопланктона среди доминирующих диатомовых водорослей выделились следующие группы: кодоны **T<sub>v</sub>** (*Melosira varians* Agardh); **B** (*Cyclotella* spp., *Stephanodiscus binderanus* (Kützing) Krieger) и **C** (*Asterionella formosa* Hassal); зелёных – **J** (виды *Pediastrum*) и **G** (*Pandorina morum* (O.Müller) Bory de Saint-Vincent); сине-зелёных – **M** (виды рода *Microcystis*) и **H<sub>1</sub>** (*Aphanizomenon flos-aquae* (Linnaeus) Ralfs ex Bornet et Flahault), а из других отделов группа **Y** (виды *Cryptomonas*) и **L<sub>o</sub>** (виды *Peridinium*). Постоянно во все периоды наблюдений встречались только 4 группы: **B, J, G, Y**, представленные обитателями мелководных водоёмов, богатых биогенами.

Значения индекса Q варьировали по сезонам и годам от 2.1 до 4.0 и соответствовали классам качества – «умеренное» – «хорошее». Колебания значений индекса сапробности ( $S=1.7 - 2.49$ ) во всех периодах соответствовали мезосапробной зоне самоочищения, 3 классу качества – «удовлетворительной чистоты» (разряды качества 3а – «достаточно чистая» и 3б «слабо загрязнённая»).

Таким образом, под влиянием постоянного антропогенного пресса в нижнем течении р. Великой сформировалось сообщество планктонных водорослей устойчивое к загрязнению. Антропогенная нагрузка разной степени, периодически изменяет качество среды и продуктивность сообщества, вызывая колебания, но не нарушая целостность экосистемы. В последние годы на особенности многих гидрологических и биологических процессов влияют климатические отклонения от норм предшествующих лет, особенно повышение температуры.

#### Список литературы:

1. Афонина Е.А. Структура и динамика фитопланктона реки Великой: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб, 2015. 23 с.
2. Лойгу Э., Рейхан А., Лейск Ю., и др. Нагрузка загрязнениями водосбора Псковско-Чудского озера и качество воды в реках//Псковско-Чудское озеро. Тарту: Eesti Loodusfoto, 2012. С. 185 – 209.
3. Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши//Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 3. С. 42 – 76.
4. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. 2-е изд., исправ. Минск: Белорусская наука, 2011. 329 с.
5. Скакальский Б.Г. Структура биогенной нагрузки на Псковско-Чудское озеро в российской части его водосборной площади//Охрана и рациональное использование водных ресурсов Ладожского озера и других больших озёр/Труды IV Междунар. симпозиума по Ладожскому озеру. Великий Новгород, 2 – 6 сентября 2002 г. СПб., 2003. С. 242 – 245.
6. Трифонова И. С. Многолетние изменения фитопланктона и динамика популяций его массовых видов//Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера. СПб.: Изд-во НИИ химии, 2003. С. 30 – 52.
7. Ястремский В.В. Структура и продуктивность фитопланктона Псковско-Чудского озера. СПб.: Изд-во ФГБНУ "ГосНИОРХ", 2016. 246 с.

### ВЛИЯНИЕ ГИДРОМЕХАНИЗИРОВАННЫХ РАБОТ НА СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОННЫХ И ЗООБЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ

М.А. Гвоздарева, А.В. Мельникова

Татарский филиал федерального государственного бюджетного научного учреждения  
«Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии»  
420029, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Александра Попова, дом 4А, Rita6878@mail.ru

Планктонные и бентосные гидробионты испытывают негативное влияние в местах проведения добычи песчано-гравийной смеси, их реакция проявляется в изменении количественных показателей и видовой структуры сообщества, а также появлении травмированных и/или погибших особей, особенно среди группы Cladocera.

Проведение гидротехнических работ на водоеме может привести к нарушению условий существования сообществ гидробионтов, к повышению содержания минеральной взвеси, что оказывает летальное, ингибирующее, стимулирующее или индифферентное воздействие [1–3]. Планктонные сообщества одними из первых откликаются на негативное воздействие. Будучи одним из важнейших составляющих кормовой базы рыб зоопланктон под антропогенным воздействием может изменять структурно-функциональную организацию, соответственно, влиять на условия воспроизводства и запасы ихтиофауны [4]. Гидродобыча нерудных строительных материалов оказывает негативное влияние и на

донные сообщества. Так при работе земснарядов создаются зоны мутности, которые способны распространяться на большие расстояния. Помимо этого, грунт вместе с пульпой, оседая на дно, приводит к засыпанию и, соответственно, гибели гидробионтов. В первую очередь погибают виды фильтраторы за счет увеличивающейся мутности в воде. На участках, подверженных негативному воздействию, происходит снижение видового разнообразия и увеличение роли олигохет и хирономид, устойчивых к повышенной загрязненности водоема [2]. Процесс восстановления бентосного сообщества достаточно медленный (от 3 до 8 лет) и неравномерный, а увеличение количественных показателей не свидетельствует о благополучии в сообществе, так как может носить временный и локальный характер [2, 3]. Таким образом, в данной работе предпринята попытка оценить изменения и восстановление планктонных и донных беспозвоночных в результате намыва песка в акватории Волжского плеса Куйбышевского водохранилища.

Материалом для данной работы послужили данные экологического мониторинга, проводимого в акватории Волжского плеса Куйбышевского водохранилища в 2022 г. Сбор проб осуществляли на четырех станциях (ст.): ст. 1 – фон, ст. 2 – восстановление, ст. 3 – воздействие и ст. 4 – после воздействия, ниже по течению примерно 500 м. Сбор зоопланктона проводили на ст. 1, 3 и 4, а бентоса – на ст. 1, 2 и 4. Такая схема сбора материала связана с тем, что процессы восстановления ранее разработанного участка можно проследить по степени изменения развития только зообентоса, а на ст. 3 – данную группу не возможно было отобрать из-за работы земснаряда. Для определения взвешенного органического вещества и взвеси использовали величину прозрачности толщи воды, измеренную с помощью диска Секки (SD), также на каждой станции замеряли содержание растворенного в воде кислорода.

Пробы зоопланктона отбирались количественной планктонной сетью Джеди (входное отверстие 12 см, сито №72) тотально (от дна до поверхности). Для оценки доли погибших и/или травмированных особей планктонных беспозвоночных, при их прохождении через устройства земснаряда во время добычных работ, пробы подвергались окрашиванию водорастворимым анилиновым голубым красителем в течение 15 минут с последующей фиксацией 40% раствором формалина из расчета его концентрации в пробе 10%. К погибшим и/или травмированным особям относили полностью или почти полностью (более чем 2/3 тела) окрашенных организмов [5]. Биомассу определяли с применением формулы зависимости массы тела от его длины. Зообентосные пробы собирали дночерпателем Петерсена (площадь захвата 1/40 м<sup>2</sup>) по две выемки на каждой станции, которые фиксировали 96% раствором спирта. Для оценки сообщества донных и планктонных беспозвоночных были использованы показатели: количество таксонов, численность ( $N$ ), биомасса ( $B$ ), частота встречаемости ( $P$ , %), индекс доминирования ( $Id$ ), индекс разнообразия Шеннона (рассчитанный по численности –  $H_N$ , бит/экз. и по биомассе –  $H_B$ , бит/мг).

Согласно проведенным замерам, наибольшая прозрачность воды отмечалась на фоновой станции (ст. 1) и на восстановление (ст. 2), при чем на последней она была несколько выше (табл.). Низкие показатели прозрачности отмечались на ст. 3 и 4 из-за мутности, идущей от земснаряда, однако содержание кислорода на этих станциях было несколько выше, чем на предшествующих.

Таблица. Прозрачность воды (SD) и содержание растворенного в воде кислорода (O<sub>2</sub>) на станциях отбора проб по сезонам в 2022 году

Показатель	Весна				Лето				Осень			
	т.1	т.2	т.3	т.4	т.1	т.2	т.3	т.4	т.1	т.2	т.3	т.4
SD, м	1.5	1.5	0.9	1.0	1.5	1.6	0.4	1.5	2.4	2.7	1.1	1.3
O <sub>2</sub> , мг/л	Поверхность											
	8.6	8.6	8.5	8.4	7.2	7.4	7.6	7.5	10.1	10.3	10.7	11.1
	Дно											
	8.9	8.8	9.1	9.1	7.0	6.8	7.5	7.6	10.3	10.5	10.5	10.6

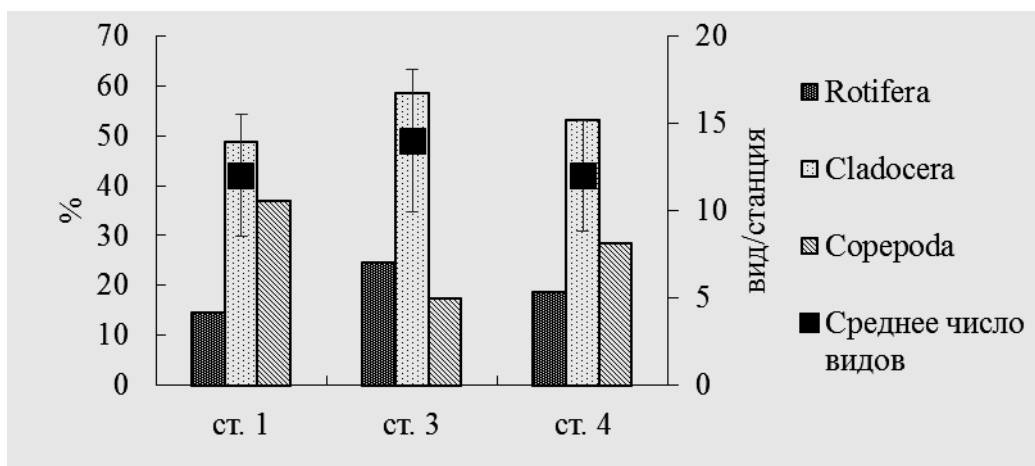
**Зоопланктон** на рассматриваемом участке водохранилища за период проведения мониторинга включал 38 таксонов, представленных типами Rotifera (9) и Arthropoda (29). Среднее число видов на пробу составило 13±2, наибольшими значениями этот показатель характеризовался на ст. 3 (воздействие) (рис. 1).

Средняя численность зоопланктона в районе проведения добычных работ составила 16.49±5.33 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0.40±0.17 г/м<sup>3</sup>. Как по численности, так и по биомассе доминировала группа Cladocera (56±9% и 70±7 % соответственно). Вклад Rotifera составил, соответственно, 2±1% и 7±6 %, взрослых веслоногих ракообразных – 4±1 % и 7±2 %, а их неполовозрелых особей – 36±7 % и 16±3 %, велигеров дрейссен – 2±1% и <1%. Высокий индекс доминирования по численности отмечался у *Bosmina (Bosmina) longirostris* (O.F. Müller, 1785) (4.96) и *Daphnia galeata* (Sars, 1863) (4.80), по биомассе – только у *D. galeata* (7.91).

Анализ пространственного распределения численности зоопланктона по станциям показал, что на ст. 1 (фон) он достигал максимального значения, а на ст. 4 (после воздействия) – минимального. Значения



биомассы их на ст. 1 и на ст. 4 различались в пределах ошибки, тогда как минимальный показатель наблюдался на ст. 3 (рис. 2).



**Рис. 1.** Доля видов основных групп зоопланктона в среднем по станциям с указанием удельного видового разнообразия за период исследования в 2022 г.

На всех рассматриваемых станциях основу численности формировали Cladocera и неполовозрелые Copepoda, тогда как по биомассе доминировали Cladocera. На ст. 3 средняя масса особей зоопланктона была минимальной – 0.019 мг, что говорит о доминировании мелких форм, из-за чего суммарная биомасса была низкой при достаточно высокой численности. На ст. 4 отмечено наибольшее значение биомассы зоопланктона, в то время как показатель численности минимален. Средний размер особи в зоне после воздействия составил 0,020 мг, здесь же были обнаружены наиболее крупные особи группы Cladocera, представленные первичными фильтраторами. Вероятно, они воспринимали взвесь, идущую от земснаряда как пищевые объекты и образовывали скопления [1, 6]. На фоновой станции максимальное значение среднего размера зоопланктона было 0.031, где фиксировались максимальная численность и достаточно высокое значение биомассы, что указывает на более благоприятные условия развития.

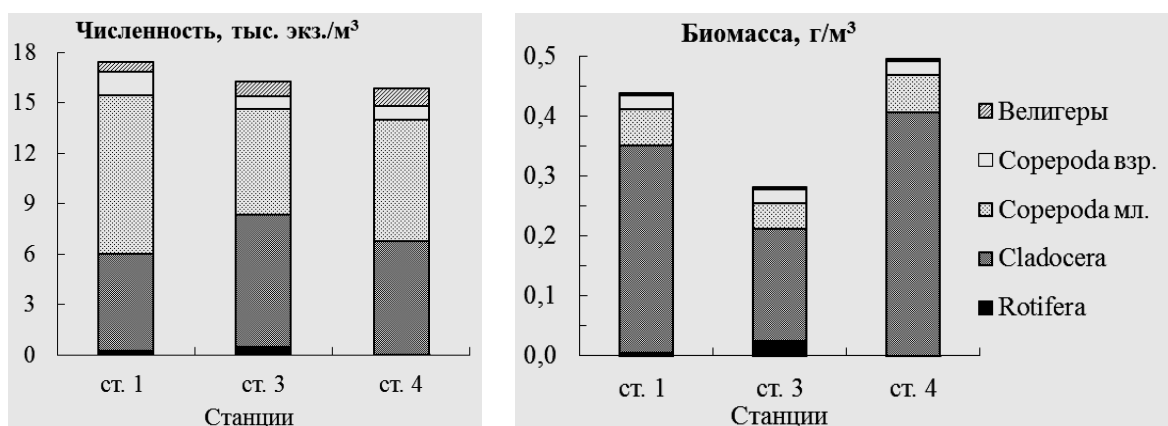
За счет горизонтального перемещения водных масс на глубоководных участках может отмечаться более высокие количественные показатели зоопланктона (6). Данный эффект частично отмечен в наших исследованиях, более того на ст. 3 зафиксировано высокое удельное видовое разнообразие (рис. 1) и наибольшее число видов группы Rotifera и Cladocera. Однако значения индексов Шеннона на ст. 1 были максимальными ( $H_N = 1.62 \pm 0.06$  бит/экз. и  $H_B = 1.66 \pm 0.57$  бит/мг), а минимальное значение по  $H_N$  зафиксировано на ст. 4 ( $1.30 \pm 0.14$  бит/экз.), а по  $H_B$  – на ст. 3 ( $1.40 \pm 0.49$  бит/мг). В среднем по участку рассматриваемые показатели составили, соответственно,  $1.49 \pm 0.07$  бит/экз. и  $1.51 \pm 0.07$  бит/мг, что, в целом, указывает на низкое видовое разнообразие.

Из общего таксономического списка планктонных беспозвоночных, обнаруженных во время проведения исследований, 29 % относились к группе «погибшие и/или травмированные». К типу Rotifera относился один вид из семейства (сем.) Brachionidae, к группе Cladocera – 6 видов, из сем. Bosminidae (2), Chydoridae (1), Daphniidae (1), Leptodoridae (1) и Polyphemidae (1); к группе – Copepoda 4 вида из 2 подсемейств: Cyclopinae (3) и Diaptominae (1), а так же их младшевозрастные особи (науплии и копепоиды).

Относительная доля погибших особей зоопланктона в среднем за весь период исследований как по численности, так и по биомассе, составила  $4 \pm 1\%$ , средняя численность –  $0,43 \pm 0,14$  тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса –  $0,02 \pm 0,01$  г/м<sup>3</sup>, основу которых формировали ветвистоусые ракообразные  $65 \pm 12$  и  $73 \pm 13$  %, соответственно. Наибольшая доля погибших и/или травмированных особей по численности ( $6 \pm 3\%$ ) и по биомассе ( $5 \pm 2\%$ ) зафиксирована на ст. 3 в сравнении с фоновым участком примерно в три раза ( $2 \pm 1$  % и  $3 \pm 1\%$ , соответственно). Среди них наибольший вклад по плотности вносил *B. (B.) longirostris* ( $Id = 3.91$ ), по биомассе – *D. galeata* (5.49).

Фауна донных беспозвоночных на рассматриваемом участке водохранилища была представлена 17 таксономическими единицами (из них рангом до вида 13), принадлежащие к 5 группам: Hydrozoa (1), Oligochaeta (3), Hirudinea (1), Mollusca (Gastropoda – 1) и Insecta (Diptera – 11). Наибольшим разнообразием характеризовалась фауна двукрылых насекомых, представленная семейством Chironomidae. Анализ по станциям выявил, что на ст. 1 и 2 примерно одинаковое число таксонов (10 и 11 соответственно), тогда как на ст. 4 – только 4. В среднем в одной пробе зообентоса было выявлено  $3 \pm 1$  таксона. Подавляющее большинство (76.4%) выявленного таксономического состава донных беспозвоночных относились к группе «редкие или случайные», которые были обнаружены в менее чем 25 % отобранных проб. Среди

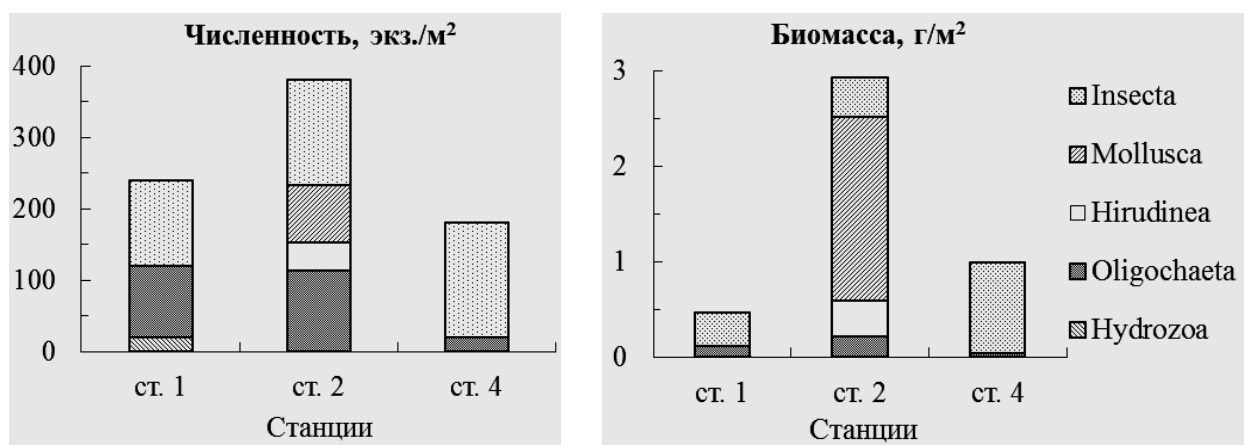
обнаруженных видов наиболее часто встречались олигохета *Tubifex newaensis* (Michaelsen, 1903) и хирономида *Chironomus plumosus* f.l. *reductus* Lenz, 1924 (по 32.8%).



**Рис. 2.** Распределение количественных показателей основных групп зоопланктона по станциям на месторождении в 2022 г., где: ст. 1 – фон, ст. 3 – воздействие и ст. 4 – после воздействия.

Общие количественные показатели зообентоса составили по численности  $267 \pm 62$  экз./м² и по биомассе  $1.5 \pm 0.5$  г/м². По плотности бентоса доминировали Diptera ( $142 \pm 45$  экз./м²), а по биомассе – Mollusca ( $0.6 \pm 0.4$  г/м²) и Diptera ( $0.6 \pm 0.2$  г/м²). Вклад других групп был незначителен. По индексу доминирования, основу плотности донной фауны формировали хирономида *C. plumosus* f.l. *reductus* ( $Id=1.98$ ) и олигохета *T. newaensis* (1.94), а по биомассе – *C. plumosus* f.l. *reductus* (2.33) и моллюск *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer, 1828) (1.85).

Анализ распределения по станциям показал, что наибольшее развитие зообентос получил на ст. 2 (восстановление), тогда как минимальные значения плотности наблюдались на ст. 4 (после воздействия), а биомассы – на ст. 1 (фон; рис. 3).



**Рис. 3.** Распределение количественных показателей основных групп зообентоса по станциям на месторождении в 2022 г., где: ст. 1 – фон, ст. 2 – восстановление и ст. 4 – после воздействия.

На фоновой станции донные беспозвоночные были представлены олигохетами, двукрылыми насекомыми и гидроидами. Среди выявленных групп по количественным показателям доминировали насекомые. На ст. 2 (восстановление) зообентос был представлен более богато как в качественном, так и в количественном аспекте по сравнению с другими станциями. Наибольшая роль в формировании численности наблюдалась у насекомых, а биомассы – у моллюсков. На ст. 4 (после воздействия) донное сообщество было представлено крупными формами из групп Oligochaeta и Diptera, в результате чего биомасса здесь была выше по сравнению с фоном. Следует отметить, что Oligochaeta и Diptera встречались на всех станциях, однако первая группа характеризовалась наибольшим развитием на ст. 2, а вторая – на ст. 4.

Индекс видового разнообразия Шеннона в целом характеризовался довольно низкими значениями, которые составили  $1.19 \pm 0.24$  бит/экз. и варьировал в пределах от 0.00 до 2.28 бит/экз. Полученные результаты указывают на доминирование по численности нескольких видов из группы Oligochaeta на данном участке водохранилища. Наибольшее значение данного индекса характерно для ст. 1 и 2, которые отличались в пределах ошибки ( $1.80 \pm 0.16$  и  $1.96 \pm 0.13$  бит/экз.), а минимальное – на ст. 4. ( $0.25 \pm 0.1$  бит/экз.).

Таким образом, полученные данные по зоопланктону указывает на негативное влияние деятельности земснаряда на качественный и количественный состав, а также на выживаемость организмов. Просматривается общая тенденция снижения численности и биомассы планктонных беспозвоночных на станциях, подверженных влиянию работы земснаряда, по сравнению с фоновым участком, примерно в три раза. В условиях длительных антропогенных воздействий отмечается сокращение видового разнообразия зоопланктонных сообществ, о чем свидетельствуют низкие значения индекса Шеннона ( $H_N$  и  $H_B$ ) на ст. 3 и 4.

Что касается донной фауны, то проводимые работы земснарядом при добыче песка (на ст. 4), также оказывают негативное влияние на их развитие, приводя к упрощению состава, снижению качественных и количественных показателей, что подтверждается и литературными данными [2, 7]. Остаются виды устойчивые к загрязнению, преимущественно полисапробные, такие как олигохеты и хирономиды. Все это свидетельствует о деградации донных сообществ в районе проведения работ. Наши исследования также показали, что процесс восстановления зообентосного сообщества на ранее разработанных участках месторождения происходит довольно хорошо, на ст. 2 (восстановление) были отмечены максимальные количественные показатели, по сравнению с другими участками.

В работе, на примере месторождения строительных песков в акватории Волжского плесе Куйбышевского водохранилища, было показано наличие как прямого, так и косвенного негативного воздействия от работ земснаряда на планктонные и бентосные сообщества. Данный факт подтверждает необходимость проведения гидробиологического мониторинга, по результатам которого можно разработать комплекс компенсационных мероприятий, направленных на нейтрализацию стресса и минимизацию возможного ущерба.

#### Список литературы:

1. Суслопарова О.Н., Шурухин А.С., Мицкевич О.И., Терешенкова Т.В., Хозяйкин А.А. Влияние гидротехнических работ на биоту Невской губы // Тез. док. X Международного экологического форума «День Балтийского моря». – СПб., 2009. – С. 206–207.
2. Жигульский В.А., Шилин М.Б., Царькова Н.С., Коузов С.А. Состояние гидробиологических сообществ района аванпорта Бронка после окончания дреджинговых работ (осень 2015) // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. Научно–теоретический журнал. – СПб: РГГМУ, 2016. – № 43. – С. 208–222.
3. Лебедева О.В., Мицкевич О.И. Влияние повышенной мутности воды на макрозообентос при строительстве нефтеналивного порта «Приморск» в проливе Бьеркезунд // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. – СПб., 2006. – Вып. 331. – С. 33–55.
4. Хозяйкин А.А., Огородникова В.А., Жук Е.А. Зоопланктон Лужской губы в условиях антропогенного влияния гидростроительных работ // Материалы II Международной научно–практической конференции «Биологическое разнообразие: изучение, сохранение, восстановление, рациональное использование». – Симферополь: Общество с ограниченной ответственностью «Издательство Типография «Ариал». – 2020. – С. 492–497.
5. Дубовская О.Д. Оценка качества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // Вестник Сибирского университета. Биология. – 2008. – №1. – С. 145–161.
6. Суслопарова О.Н., Терешенкова Т.В. Влияние дноуглубительных работ на планктонные сообщества // Материалы XXIII Международной береговой конференции «Учение о развитии морских берегов: вековые традиции и идеи современности». – Санкт–Петербург, 2010. – С. 257–259.
7. Кондратьева Т.А., Захаров С.Д., Халиуллина Л.Ю. Влияние добычи нерудных строительных материалов на экосистемы Куйбышевского водохранилища // Вестник Казанского технологического университета, 2012. – Т. 15, № 19. – С. 116–119.

#### ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА Р. УРАЛ В АВГУСТЕ 2022 Г.

А.В. Гончаров<sup>1\*</sup>, Э.Х. Кудяков<sup>1</sup>, Е.Г. Сахарова<sup>2</sup>, С.Э. Болотов<sup>2</sup>, Д.М. Палатов<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,  
п. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл.,

<sup>3</sup>Институт проблем экологии и эволюции им А.Н. Северцова Российской академии наук, Москва,  
\*[tata15333@mail.ru](mailto:tata15333@mail.ru)

Летом 2022 г. проведено гидробиологическое обследование реки Урал (фитопланктон, зоопланктон, зообентос) от Верхнеуральска до Оренбурга (около 1000 км). Выявлено значительное эвтрофирование реки, распространяющееся от г.Магнитогорска почти на 150 км. Ниже источников антропогенного воздействия происходит существенная трансформация состава донных биоценозов. Однако затем их состояние восстанавливается, свидетельствуя о высокой самоочищающей способности реки.

Обитатели водоемов оказывают влияние на состав и качество воды; с другой стороны – сами они могут быть использованы как индикаторы состояния (загрязнения) водоемов. Поэтому результаты гидробиологических исследований имеют важное значение в работах по оценке экологического состояния водных объектов.

На р. Урал расположены города Магнитогорск, Орск, Оренбург. Имеются крупнейшие предприятия горнодобывающей и перерабатывающей промышленности. Поэтому можно ожидать, что в условиях значительного антропогенного воздействия, река и ее притоки могут сильно загрязняться.

Этот вопрос – оценка состояния (загрязнения) реки, стал целью нашего исследования. Его особенность в том, что оценку мы даем не по химическим показателям, а по гидробиологическим – по фито– и зоопланктону, зообентосу.

Сбор натуральных материалов произведен 16–24 августа 2022 г. на участке р. Урал от Верхнеуральска до Оренбурга (около 1000 км). Пробы отбирали выше и ниже основных источников воздействия. Зообентос изучен также в нескольких малых загрязняемых водотоках (р. Карагайлы, р. Худолаз, р. Блява). Всего обследовано 26 точек.

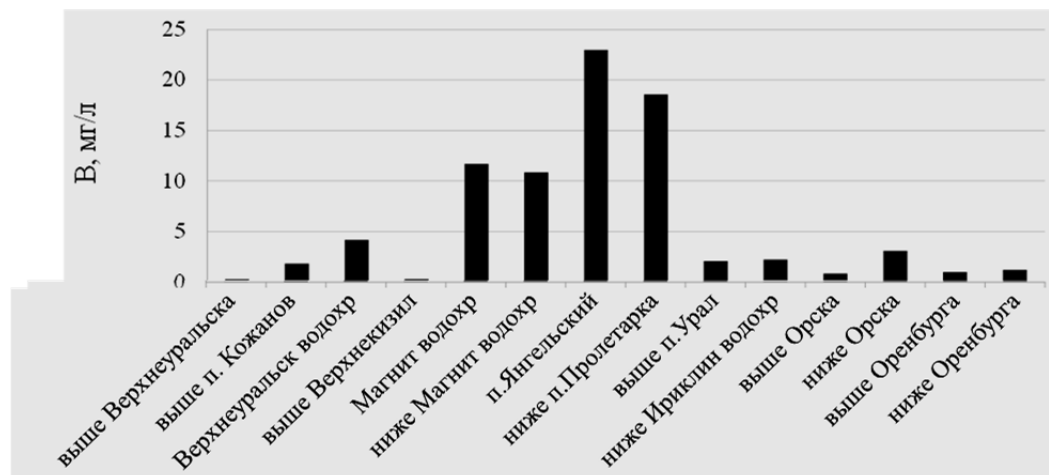
Обработку материалов производили в соответствии с общепринятыми методами [1, 2]. Индексы видового разнообразия Шеннона рассчитывали по численности. Отнесение видов водорослей к зонам сапробности проводили по Р. Веглу [4]. При работе с зообентосом использовали такие параметры, как индекс Вудивисса (его расширенный вариант) и индекс ЕРТ (суммарное число видов реофильных беспозвоночных – Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) [3].

**Фитопланктон.** Всего в августе 2022 г. выявлено 150 видов и форм водорослей фитопланктона. К отделу зеленых относятся 79 видов, к диатомовым – 36; 16 видов – синезеленых, 6 – золотистых, 5 – криптофитовых, по 3 вида эвгленовых и динофитовых, 2 – желто–зеленых.

Обращает на себя внимание – очень большая биомасса и численность водорослей в Магнитогорском водохранилище и ниже его – на участке реки протяженностью около 150 км. Полученные значения соответствуют гипертрофному состоянию водных объектов, что является очень неблагоприятным с точки зрения качества воды и условий существования водных организмов. Цветение вызвано синезелеными водорослями, среди которых полностью доминирует один вид – *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing.

Сильное развитие синезеленых в Магнитогорском водохранилище неудивительно – на его берегах расположен крупнейший промышленный центр, от которого различные биогенные вещества, так или иначе, поступают в водоем, вызывая его эвтрофирование.

Попадая из водохранилища в реку, планктон, обычно, изменяется, концентрация его уменьшается. Однако в р. Урал мы не наблюдаем такого уменьшения. Развитию планктона здесь способствуют сточные воды очистных сооружений г. Магнитогорска, поступающие в приплотинную зону водохранилища и сбрасываемые далее в нижний бьеф. Часть сточных вод поступает непосредственно в реку ниже плотины.



**Рис. 1.** Изменение биомассы фитопланктона по длине р. Урал в августе 2022 г.

На рисунке 1 хорошо видны различия, которые позволяют выделить на р. Урал три участка: 1) до Магнитогорского водохранилища, 2) между Магнитогорским и Ириклинским водохранилищами, 3) ниже Ириклинского водохранилища. При этом первый и третий участки более сходны между собой по составу фитопланктона, чем со вторым участком. Первый участок характеризуется преобладанием по биомассе диатомовых водорослей (*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst, *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Cyclotella meneghiniana* Kützing), третий – зеленых (*Mougeotia* sp., *Dictyosphaerium pulchellum* H.C.Wood, *Chlamydomonas* sp.) и меньше – диатомовых. На втором участке полностью доминируют синезеленые водоросли.

Индексы сапробности по фитопланктону слабо изменяются в р. Урал. Вопреки ожиданиям, сапробность в Магнитогорском водохранилище и ниже него не увеличивается. Наибольшие значения (больше 2.0) наблюдаются выше Магнитогорского водохранилища и затем ниже Оренбурга. Однако все эти значения укладываются в рамки одной зоны сапробности (1.5–2.5), характеризующей водные объекты, как умеренно загрязненные. Это можно рассматривать как свидетельство того, что источников бытовых сточных вод здесь немного, а те, что есть, проходят очистку.

**Зоопланктон.** В августе 2022 г. зоопланктон р. Урал был представлен разнообразным составом и включал около 100 таксонов. Основу видового богатства формировали коловратки – 63 вида. Меншее разнообразие характерно для планктонных ракообразных, в числе которых ветвистоусых – 27 и веслоногих рачков – 10 видов.

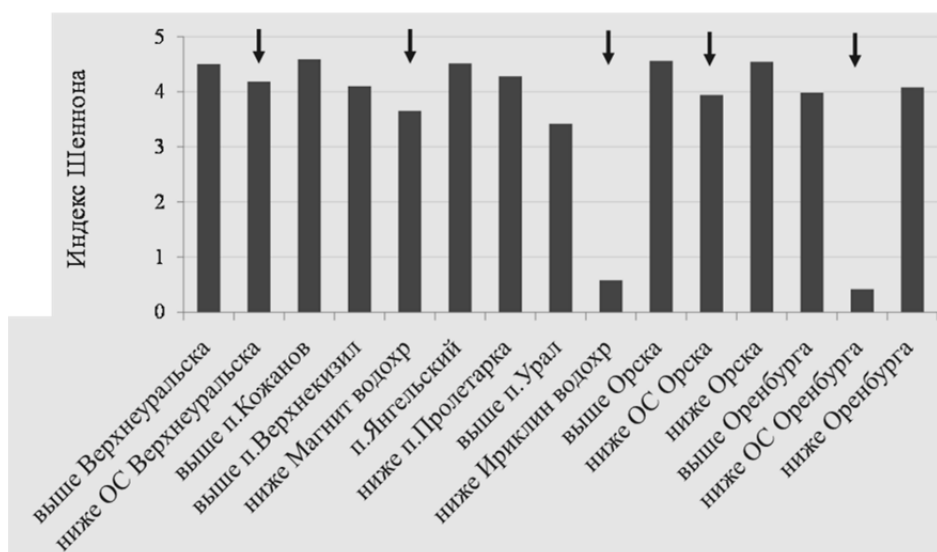
Таксономический состав планктона изученных водотоков характерен для природных вод Центральной России и Урала. Значительную долю составляют фитофильные, а также мейобентосные виды. Обилие зоопланктона изученных водоемов в целом невелико и в среднем составляет 9.6 тыс.экз./м<sup>3</sup> по численности и 117.0 мг/м<sup>3</sup> по биомассе. Наибольшие значения биомассы зоопланктона наблюдались ниже Магнитогорского водохранилища и в п.Янгельский; основную ее часть составлял ветвистоусый рачок *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1785).

Зоопланктон в целом характеризуется умеренным видовым разнообразием – индекс Шеннона, изменяется в пределах 1.14–2.49. Минимальные значения отмечены для участков реки ниже Магнитогорского и Ириклинского водохранилищ. Это повторяет наблюдение, сделанное по фитопланктону, о том, что именно эти участки являются неблагоприятными для речных обитателей.

В составе зоопланктона изученных участков р. Урал выявлено 76 видов–индикаторов сапробности. Расчет индексов сапробности показал, что их значения изменяются от верхней границы олигосапробных вод до нижней границы бета–мезосапробных, что соответствует чистым и умеренно загрязненным водам.

**Зообентос.** Число найденных видов донных беспозвоночных – 189. Почти на каждой станции встречаются хирономиды, поденки и брюхоногие моллюски. Обычны также ручейники, жуки, двусторчатые моллюски, пиявки. Реже встречаются мошки, стрекозы, клопы, олигохеты, мокрецы, слепни.

Результаты биоиндикации с использованием индексов Вудивисса, Шеннона и ЕРТ оказались сходными. На рис. 2 представлены значения индекса Шеннона. Они свидетельствуют о том, что ниже источников загрязнения индекс снижается, однако довольно быстро его значения восстанавливаются, что свидетельствует о значительной самоочистительной способности реки Урал.



**Рис. 2.** Изменение индекса Шеннона (по зообентосу) по длине р. Урал в августе 2022 г. (стрелками показаны места антропогенного воздействия).

Проведенное в августе 2022 г. исследование фитопланктона показало, что средняя часть р. Урал (от Магнитогорского до Ириклинского водохранилища) – находится под мощным эвтрофирующим воздействием г. Магнитогорска. Биомасса фитопланктона здесь составила в среднем около 15 мг/л (доминируют синезеленые водоросли); индекс видового разнообразия Шеннона принимал экстремально низкие значения – 0.25 (в среднем), свидетельствующие о неблагоприятном состоянии фитопланктона. Индексы сапробности по фитопланктону для всей реки изменялись в узком диапазоне 1.90–2.16 (в среднем 2.01), что соответствует «умеренному загрязнению». Это говорит о том, что источников бытовых сточных вод здесь немного, а те, что есть, проходят очистку от органических веществ.

Исследование зоопланктона подтвердило результаты, полученные по фитопланктону: ниже Магнитогорского водохранилища формируется зона повышенной продуктивности, для которой характерна

большая биомасса, но низкое видовое разнообразие зоопланктона. Биоиндикация по зообентосу выявила источники загрязнения, а также то, что река с ними в целом справляется.

#### Список литературы:

1. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М. 1975. – 239 с.
2. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Под редакцией В.А.Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 240 с.
3. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Мн.: Орех, 2004. – 125 с.
4. Wegl R. Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. 1983. Bd 26. P. 1–175.

### МАКРОЗООБЕНТОС МАЛЫХ ВОДОТОКОВ ЗАПАДНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯХ ДОЛГОСРОЧНОГО И КРАТКОВРЕМЕННОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

А.А. Евсеева<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Отдел «Ханты–Мансийский», Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («Госрыбцентр») 628002, Ханты–Мансийск, , [annaeco@mail.ru](mailto:annaeco@mail.ru)

<sup>2</sup>Филиал РГП «Казгидромет» по Восточно–Казахстанской области 070000, Усть–Каменогорск, Казахстан

В работе приводятся некоторые результаты исследований донных сообществ беспозвоночных малых водотоков при кратковременном воздействии аварийных сбросов и при многолетнем влиянии загрязняющих веществ шахтных и дренажных вод предприятий цветной металлургии.

Алтайская горная страна, в пределах которой расположены верхние участки водосборного бассейна р. Иртыш, относится к наиболее старейшим горнорудным районам России с запасами полиметаллических, медных, свинцовых руд, золота и серебра. В настоящее время наиболее активная добыча руд ведется в юго–западной части Алтая (Рудный Алтай), большая часть которого находится на территории Восточного Казахстана. В результате деятельности горнодобывающих предприятий происходит локальное изменение всех компонентов окружающей природной среды. Значимая роль в локальном загрязнении поверхностных вод предприятиями горнометаллургического комплекса принадлежит тяжелым и цветным металлам [1].

Цель данной работы – охарактеризовать реакцию донных беспозвоночных малого водотока на кратковременные залповые сбросы и многолетнее влияние загрязняющих веществ. В качестве примера кратковременного воздействия взяты аварийный сброс цианидов с золотопромышленного предприятия и аварийный сброс воды и пульпы с хвостохранилища горно–обогачительного комбината, в качестве длительного – сбросы в пределах промышленной зоны горно–обогачительной фабрики.

**Река Секисовка** – левый приток р. Малая Убинка. Относится к бассейну р. Уба, которая является одним из крупных притоков р. Иртыш в верхнем течении. Длина реки 27 км, площадь водосбора 182 км<sup>2</sup> [2].

**Кратковременное воздействие.** 29 октября 2011 г. в с. Секисовка Восточно–Казахстанской области произошел аварийный сброс стоков. Из–за нарушения гидроизоляционного слоя на хвостохранилище золотодобывающего комплекса ТОО "Горнорудного предприятия "Секисовское" компании «Hambleton mining company limited» технологическая вода с отходами производства через систему дренажных канав растеклась по рельефу местности и попала в ручей Волчевка. Ручей является притоком р. Секисовка. Концентрация цианидов в р. Секисовка составила 516 ПДК. Предельно допустимые концентрации цианидов для водоемов рыбохозяйственного водопользования – 0,05 мг/л, установлены по токсикологическому показателю вредности. Мониторинг качества поверхностных вод методом биоиндикации по показателям зообентоса проводили с 2.11 по 10.11.2011 г. до установления ледостава на водотоках. Результаты данного исследования представлены тезисно [3]. Для оценки качества воды использовали следующие метрики: количество таксонов, индекс ЕРТ, биотический индекс Вудивисса (БИВ) и BMWP, также регистрировали физиологическое состояния донных беспозвоночных. В качестве фонового был взят участок на р. Секисовка выше впадения ручья Волчевка.

На фоновом участке в период отбора проб все беспозвоночные были живыми, подвижными. В течение недели здесь были определены личинки ручейников *Ceratopsyche newae*, *Brachycentrus americanus*, *Rhyacophila sibirica*, личинки поденок *Epeorus pellucidus*, *Baetis sp.*, личинки веснянок *Arcynopteryx polaris*, личинки двукрылых *Antocha vitripennis*, *Chironominae sp.*, *Diamesinae sp.*, *Orthocladinae sp.*, *Tanytarsus sp.*, *Pericoma sp.*, *Simuliidae sp.*, гаммарусы *Gammarus sp.* Качество воды соответствовало II классу, воды чистые (табл. 1).

На участке р. Секисовка ниже впадения ручья Волчевка обнаруженные беспозвоночные (личинки веснянок, ручейников, двукрылых, жуков, пиявки, гаммарусы) были мертвыми, что свидетельствует об отравлении цианидами, содержащимися в аварийных сбросах золотопромышленного предприятия.

Таблица 1. Показатели макрозообентоса р. Секисовка в ноябре 2011 г. (S – количество видов, BMWP – биотический индекс, БИВ – биотический индекс, КК – класс качества)

Створ	Месяц	S	ЕРТ	BMWP	БИВ	КК
C1 – «р. Секисовка, в черте с. Секисовка; 10 м выше автодорожного моста, выше впадения ручья Волчевка»	04.11.2011	7	4	45	7	II
	06.11.2011	11	4	46	8	II
	10.11.2011	ледостав				
	02.11.2011	Массовая гибель рыбы и донных беспозвоночных (гаммарусы, личинки двукрылых и ручейников). Содержание цианидов в воде составило 516 ПДК (25,8 мг/л).				
C2 – «р. Секисовка, в черте с. Секисовка; 500 м ниже слияния ручьем Волчевка»	04.11.2011	мертвые беспозвоночные (личинки веснянок, ручейников, двукрылых). Содержание 11,8 мг/л (236 ПДК).				
	06.11.2011	мертвые беспозвоночные (личинки ручейников, двукрылых, жуков, пиявки, гаммарусы). Содержание 0,8 мг/л (16 ПДК).				
	10.11.2011	мертвые беспозвоночные (личинки двукрылых и ручейников). Содержание цианидов 0,2 мг/л (4,4 ПДК).				

В целом, в составе сообществ макрозообентоса в створе р. Секисовка, в черте с. Секисовка (после впадения ручья Волчевка) во все дни исследований были зарегистрированы только погибшие беспозвоночные. Кроме того, ниже по течению в створе р. Секисовка (п. Малоубинка 0,5 км до впадения в р. Малая Убинка) и р. Малая Убинка (0,5 ниже км впадения р. Секисовка) в первые несколько дней после сбросов погибших беспозвоночных обнаружено не было, в последние дни мониторинга количество погибших особей составляло до 50 %. Таким образом, в месте сброса и ниже на расстоянии нескольких км произошло отравление водных организмов токсическими веществами. На фоновом участке исследования донные животные были живые и подвижные [3].

Длительное воздействие. В 2022 г. мониторинг качества поверхностных вод р. Секисовка по показателям макрозообентоса проводили в апреле, июне, августе и октябре. Всего в составе донных беспозвоночных р. Секисовка был зарегистрирован 31 таксон: малощетинковые черви *Oligochaeta gen sp.*, моллюски *Lymnaea ovata*, пиявки *Glossiphonia complanata*, *Piscicola geometra*, ракообразные *Gammarus korbuensis*, *G. Lacustris*, водные пауки *Hydrachnidia sp.*, личинки поденок *Baetis oreophilus*, *B. fuscatus*, *B. pseudothermicus*, *Ecdyonurus sp.*, *E. pellucidus*, *Ephemerella ignita*, *Heptagenia sulphurea*, личинки веснянок *Leuctra fusca*, *Suwallia telekojensis*, личинки ручейников *B. americanus*, *C. newae*, *Hydropsyche angustipennis*, *H. pellucidula*, *Hydroptila tineoides*, *Lepidostoma hirtum*, *Stenopsyche marmorata*, личинки двукрылых *A. vitripennis*, *Dicranota bimaculata*, *Tipula sp.*, личинки хирономид подсем. Diamesinae, Orthocladiinae, Tanypodinae sp.

На условно фоновом створе C1 «в черте с. Секисовка; 10 м выше автодорожного моста, выше впадения ручья Волчевка» за анализируемый период было определено 23 таксона беспозвоночных: личинки поденок, личинки веснянок, ручейников, двукрылых, гаммарусы, пиявки, паукообразные и олигохеты. Доля ЕРТ составила 56 %. Максимальное видовое разнообразие отмечено осенью в октябре. Среднее значение биотического индекса составило 7,0, II класс качества, вода чистая (табл. 2).

Таблица 2. Показатели макрозообентоса р. Секисовка в 2022 г. (S – количество видов, BMWP – биотический индекс, БИВ – биотический индекс Вудивисса, КК – класс качества)

Створ	Месяц	S	ЕРТ	BMWP	БИВ	КК
C1 – «р. Секисовка, в черте с. Секисовка; 10 м выше автодорожного моста, выше впадения ручья Волчевка»	апрель	5	3	37	7	II
	июнь	8	4	41	7	II
	август	6	4	35	7	II
	октябрь	12	4	49	7	II
	<b>среднее</b>	<b>7,8</b>	<b>3,7</b>	<b>40,5</b>	<b>7,0</b>	<b>II</b>
	апрель	8	3	42	8	II
C2 – «р. Секисовка, в черте с. Секисовка, ; 500 м ниже слияния с ручьем Волчевка, правый берег»	июнь	12	10	80	8	II
	август	5	4	35	6	III
	октябрь	6	2	26	6	III
	<b>среднее</b>	<b>7,8</b>	<b>4,7</b>	<b>45,8</b>	<b>7,0</b>	<b>II</b>

На створе C2, расположенном ниже влияния золотодобывающего комплекса, было определено 24 таксона беспозвоночных. В составе макрозообентоса зарегистрированы личинки веснянок, личинки поденок, ручейников, двукрылых, гаммарусы и моллюски. Доля ЕРТ составила 66%. К числу доминантных видов относились *G. korbuensis* и *C. newae*. Максимальное видовое разнообразие было зарегистрировано летом в июне. Качество воды по показателям зообентоса варьировало в пределах II–III классов, вода чистая,

умеренно загрязненная. Значение BMWP на обоих створах соответствовало категории «невысокое качество воды» (табл. 3).

Таким образом, в среднем качество воды на условно фоновом и импактном створах р. Секисовка в 2022 г. было одинаковым и соответствовало II классу качества, вода чистая.

Таблица 3. Значения биотического индекса Вудивисса р. Филипповка в створе «0,6 км выше устья, ниже сброса дренажных вод свинцового завода»

Месяц	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
апрель	5	2	4	7	7	10	7	9	2	2
май	5	8	8	7	8	5	6	8	6	7
июнь	7	8	7	7	9	8	5	7	5	7
июль	6	7	6	6	7	7	7	7	6	7
август	7	8	8	7	9	5	8	6	7	5
сентябрь	6	8	8	9	9	6	7	4	5	4
октябрь	6	8	6	6	8	8	7	6	5	5
среднее	<b>6,0</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>	<b>8,1</b>	<b>7,0</b>	<b>6,7</b>	<b>6,7</b>	<b>5,1</b>	<b>5,3</b>

**Река Филипповка** начинается на южных склонах Убинского хребта, образуется при слиянии рек Брексы и Шубина Ключа. Относится к бассейну р. Ульба, которая является крупным правобережным притоком р. Иртыш в верхнем течении. Длина реки 15 км, водосборная площадь 135 км<sup>2</sup> [2].

*Кратковременное воздействие.* 22 мая 2016 г. в г. Риддер (Восточный Казахстан) на Таловском хвостохранилище Риддерского горно-обогатительного комплекса ТОО «Казцинк» произошло нарушение герметичности отдельных элементов (колодцев и коллектора), выведенной из эксплуатации в 1980–1990 гг. системы отвода оборотной воды. В результате аварийного сброса с Таловского хвостохранилища отвалы обогащения руд, шламы очистных сооружений шахтных вод попали на рельеф местности и в р. Филипповка и далее вниз по течению в р. Ульба. По результатам ежедневного гидрохимического анализа филиала «Казгидромет по ВКО» на створе «р. Филипповка в черте г. Риддер; 0,6 км выше устья» 24–26 мая 2016 г. концентрации загрязняющих веществ составили: железа общего 1,4–1,9 ПДК, меди 11,0–18,0 ПДК, цинка 16,5–28,6 ПДК, марганца 5,9–9,7 ПДК. Отмечены случаи ВЗ по цинку и меди.

Мониторинг по определению воздействия аварийного сброса отходов производства Таловского хвостохранилища Риддерского ГОК ТОО «Казцинк» на гидробионтов р. Филипповка проводили в конце мая, начале июня и августа 2016 г.

27.05.2016 г. на р. Филипповка 0,6 км выше устья, ниже аварийного сброса дренажных вод в составе макрозообентоса было зарегистрировано 5 таксонов: личинки веснянок, поденок, двукрылых. Индекс ЕРТ – 4, доля ЕРТ 80 %. Значение биотического индекса составило 7, II класс качества, вода чистая.

08.06.16 г. на р. Филипповка 0,6 км выше устья, ниже аварийного сброса дренажных вод в составе макрозообентоса было зарегистрировано 10 таксонов беспозвоночных: личинки веснянок, поденок, двукрылых, жуки. Индекс ЕРТ – 5, доля 50 %. Значение биотического индекса составило 7, II класс качества, вода чистая.

11.08.16 г. на р. Филипповка 0,6 км выше устья, ниже аварийного сброса дренажных вод в составе макрозообентоса было зарегистрировано 15 таксонов беспозвоночных: личинки веснянок, поденок, двукрылых, клопы, водяные клещи. Индекс ЕРТ – 10, доля 67 %. Значение биотического индекса составило 8, II класс качества, вода чистая. В течение трех месяцев отбора проб все отловленные гидробионты были живыми, активными, без повреждений. Таким образом, в целом можно констатировать факт адаптации беспозвоночных и саморегуляции водных экосистем р. Филипповка.

*Длительное воздействие.* Поверхностные воды р. Филипповка формируются под влиянием шахтных и дренажных вод Шубинского рудника, Таловского хвостохранилища, рудников Риддер–Сокольского месторождения ТОО «Казцинк». Для характеристики особенностей реакции донных беспозвоночных на многолетнее влияние загрязняющих веществ и оценки качества поверхностных вод рассмотрим десятилетний период 2013–2022 гг. В качестве фоновый створ взят участок р. Брексы «0,5 км выше впадения р. Шубин ключ». В течение периода 2013–2022 гг. с апреля по октябрь сообщества беспозвоночных фонового участка были богаты и разнообразны. В их составе доминировали оксиреофильные личинки веснянок, поденок, ручейников. Кроме индикаторов чистых вод встречались виды толерантные к умеренному загрязнению: гаммарусы, моллюски, личинки двукрылых. Редко фиксировали виды, хорошо переносящие загрязнение – олигохеты. Среднегодовые значения БИВ изменялись от 9 до 10, что соответствует I–II классу качества вод (очень чистые, чистые).

По сравнению с условно фоновым участком на створе р. Филипповка, расположенном ниже сбросов сточных вод свинцового завода качество воды по показателям зообентоса ухудшается, снижается таксономическое богатство в 2–4 раза. Доминирующее положение занимают эврибионтные виды, хорошо переносящие загрязнение. Снижаются значения биотических индексов. Средние значения БИВ по годам варьировали в пределах II–III класса, вода чистая, умеренно загрязненная (табл. 4).



Более детально рассмотрим 2016 г, т.к. в мае этого года произошел аварийный сброс отходов производства Таловского хвостохранилища, случай которого описан выше. В составе макрозообентоса р. Брекса (Филипповка) в 2016 г. было определено 50 таксонов, в том числе личинки веснянок – 7, личинки поденок – 15, личинки ручейников – 12, личинки двукрылых – 9, а также гаммарусы, жуки, клопы, водяные клещи, моллюски, пиявки, олигохеты. Доля оксиреофильных видов составила 68 %. Значения биотического индекса на «фоновом» створе изменялись в пределах I–II класса вода чистая, очень чистая. Ниже по течению на импактном участке качество воды соответствовало II классу, за исключением июля и октября (таблица 5). Таксономическое обилие на фоновом створе составило 39 таксонов, 67 % оксиреофильных видов; на створе «0,6 км выше устья» – 27 таксонов беспозвоночных, доля оксиреофильных видов – 63 %. На фоновом створе по частоте встречаемости доминировали гаммарусы, личинки поденок *E. pellucidus*; на створе «0,6 км выше устья» – личинки двукрылых *Tipula sp.* Наибольшее количество таксонов на фоновом створе было зарегистрировано в мае и в августе, на створе ниже сбросов свинцового завода – в сентябре.

Таблица 4. Показатели развития макрозообентоса р. Филипповка в створе «0,6 км выше устья, ниже сброса дренажных вод свинцового завода» в 2016 г. (S – количество видов в пробе, ЕРТ – индекс оксиреофильных видов, % окси – процент оксиреофильных видов, БИВ – биотический индекс Вудивисса, КК – класс качества)

месяц	S	ЕРТ	% окси	БИВ	КК
апрель	10	7	70	7	II
май	6	3	50	7	II
июнь	6	4	67	7	II
июль	6	1	17	6	III
август	9	5	56	7	II
сентябрь	12	7	58	9	II
октябрь	5	1	20	6	III
<b>среднее</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>48</b>	<b>7,0</b>	<b>II</b>

В целом, в 2016 г. по показателям макрозообентоса качество воды р. Брекса (Филипповка) соответствовало II классу – вода чистая. На фоновом створе среднее значение биотического индекса 9,3; на участке, расположенном 0,6 км выше устья – 7,0 (см. табл. 5). По сравнению с прошлыми годами на втором импактном створе качество воды по показателям макрозообентоса неизменно в течение предыдущих трех лет и отмечается некоторое улучшение в последующие годы (см. табл. 4). Таким образом, мы можем констатировать факт отсутствия «шокового» негативного воздействия аварийного сброса Таловского хвостохранилища на донные сообщества беспозвоночных. Можно высказать предположение о вероятном заселении импактного створа с фоновых участков, расположенных выше по течению. Также вниз по течению качество воды улучшается в связи с поступлением вод притоков, что приводит к увеличению расхода воды и разбавлению загрязняющих веществ. По мере разбавления сточных вод донные сообщества беспозвоночных постепенно восстанавливаются, что подтверждает способность к саморегуляции, самоочищению и адаптации, свойственных живым системам различного уровня (организмам, их сообществам и целым экосистемам) [4].

Залповый характер сбросов загрязняющих веществ, существенные межгодовые различия уровня загрязненности по гидрохимическим показателям приводят к существенным различиям показателей качества воды малых водотоков на различных станциях исследований. Улучшение качества воды на станциях исследований свидетельствует о способности природных вод бассейна р. Иртыш к самоочищению и частичному восстановлению.

#### Список литературы:

1. Пузанов А.В., Робертус Ю.В., Горбачев И.В., Бабошкина С.В., Любимов Р.В. Загрязнение окружающей среды под влиянием горнодобывающих и горноперерабатывающих предприятий Алтая // Проблемы региональной экологии. №6. 2008. С. 28–32.
2. Калачев Н.С., Лаврентьева Л.Д. Водноэнергетический кадастр рек Казахской ССР (потенциальные ресурсы). А–А.: Наука, 1965. 607 с.
3. Евсеева А. А. Реакция макрозообентоса малого водотока на кратковременное техногенное воздействие // Современная гидробиология: глобальные проблемы Мирового океана : материалы XI Всероссийской онлайн–школы–семинара для молодых ученых, студентов и аспирантов, г. Севастополь, 28 сентября – 2 октября 2020 г. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2020. С. 10–12.
4. Жукова А.А., Мاستицкий С.Э. Биоиндикация качества природной среды. Минск : БГУ, 2014. 112 с.

# ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА И КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ Р. ОНЕГА ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В ВЕГЕТАЦИОННЫЙ ПЕРИОД 2021–2022 ГГ.

М.И. Змётная<sup>1,2</sup>, Ю.В.Новикова<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Северный филиал ФГБНУ «ВНИРО» (Северный), ул. Урицкого 17, г. Архангельск, 163000

<sup>2</sup> ФГБУ «Северное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды»  
ул. Маяковского 2, г. Архангельск, 163000, zmetnaya85@mail.ru

<sup>3</sup> Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики  
им. академика Н.П. Лаверова УрО РАН, проспект Никольский, 20, г. Архангельск, 163000

В работе представлены данные о качестве поверхностных вод устьевой области р. Онега по фито- и зоопланктону, рассчитан индекс сапробности, определен класс качества поверхностных вод за вегетационный период 2021–2022 гг., представлена характеристика планктонного сообщества по базовым показателям.

Качество поверхностных вод. Устьевая область реки Онега испытывает антропогенную нагрузку, во-первых, в связи с поступлением сточных вод близлежащих населённых пунктов, таких как г. Онега, д. Амосовская, с. Порог (водопотребление на рассматриваемом участке составляет 2–3 млн.м<sup>3</sup> в год, и идёт в основном на хозяйственно-бытовые и промышленные нужды), во-вторых стоит отметить нагрузку от добычи строительных материалов, а также полезных ископаемых находящихся на территории бассейна р. Онега (ООО «Северо-Онежский бокситовый рудник»), в-третьих, нагрузка от транспортной инфраструктуры выражается в присутствии дороги регионального значения и участка железной дороги Обозерский–Беломорск (с ответвлением к г. Онега). Ухудшение качества вод от антропогенной нагрузки автоматически снижает класс качества вод по гидробиологическим показателям, а именно приводит к увеличению присутствия видов (фито- и зоопланктона) склонных к переносу органических веществ и иных загрязнителей, с более высоким индексом сапробности.

Материалом исследования послужили работы ФГБУ «Северное УГМС», в рамках программы гидробиологических наблюдений на 2022 г. Отбор проб на фито- и зоопланктон осуществлялся в вегетационный период ежемесячно с июня по октябрь, в р. Онега в черте с. Порог (0,7 км выше ж/д моста). Отбор и обработка проб выполнялись стандартными методами [Руководство..., 1992]. Видовая принадлежность устанавливалась с помощью определителей микроводорослей и зоопланктона [Алексеев..., 2010; Диатомовый анализ..., 1949,1950; Определитель ископаемых..., 1949; Еленкин, 1938; Определитель пресноводных, 1982; Флора споровых..., 1966].

Характеристика планктонного сообщества проводилась на основе следующих гидробиологических показателей:

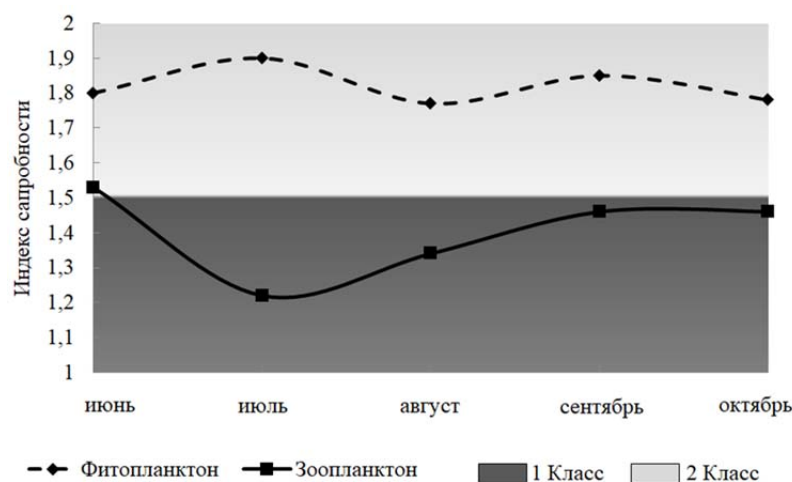
- видовой состав фитопланктона;
- численность фитопланктона (млн. кл./м<sup>3</sup>) в единице объема воды, рассчитывается стандартным методом [Руководство..., 1992];
- биомассы фитопланктона (мг/м<sup>3</sup>);
- индекс сапробности по показателю фитопланктона;
- класс качества вод по показателю фитопланктона;
- видовой состав зоопланктона;
- численность зоопланктона (экз./м<sup>3</sup>);
- биомасса зоопланктона (г/м<sup>3</sup>), проводится с помощью методического пособия по размерно-весовым характеристикам [Кононова и др., 2018];
- индекс сапробности по показателю зоопланктона;
- класс качества вод по показателю зоопланктона.

Индекс сапробности рассчитан на основе стандартной методики [Руководство..., 1992], класс качества вод устанавливался на основе РД 52.24.309–2016.

В наблюдаемой акватории в вегетационный период 2021 г. встречен 61 вид водорослей, принадлежащих к четырем систематическим группам. Наибольшее видовое разнообразие принадлежало диатомовым (Bacillariophyta) – 44 вида и зеленым (Chlorophyta) – 10, меньшее видовое разнообразие принадлежало золотистым (Chrysophyta) – 3 и синезеленым (Cyanophyta) – 4 вида. В 2021 г. количество видов в пробе варьировало от 17 до 32 видов. Количественные характеристики находились в пределах 47,18–176,26 тыс.кл./дм<sup>3</sup> (общая численность) и 183,39–379,56 мкг/дм<sup>3</sup> (общая биомасса). Максимальная численность фитопланктона зарегистрирована в июне, биомасса – в июле, минимальные значения численности – в сентябре, биомассы – в октябре. Основу качественного и количественного состава формировали диатомовые *Melosira granulata*, *Fragilaria capucina*. Наибольший вклад в общую численность и биомассу вносили также представители диатомовых – 92% и 98% соответственно.

В составе зоопланктона встречено 15 видов, из них наибольшего видового разнообразия достигали ветвистоусые раки (Cladocera) – 11, веслоногие раки (Copepoda) представлены – 4 видами. Количественные показатели лежали в диапазоне 0,10–1,00 тыс.экз./м<sup>3</sup> (общая численность) и 35,53–1,05 мг/м<sup>3</sup> (общая биомасса). Максимальной численности и биомассы организмы зоопланктона достигали в августе, минимальной численности в июле, биомассы – в июне. По численности преобладали виды Cladocera, такие как *Bosmina (Bosmina) longirostris*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Polyphemus pediculus*, по биомассе *B. (B.) longirostris*, *P. pediculus*, *Sida crystallina*. Наибольший вклад в общую численность и биомассу вносили также представители Cladocera – 92% и 95% соответственно.

По показателям фитопланктона на всём протяжении вегетационного периода 2021 г. поверхностные воды р. Онега вблизи с. Порог относились к II классу качества и соответствовали «слабо-загрязнённым» водам, значения индекса сапробности в зависимости от месяца принимали значения от 1,77 до 1,90. По показателям зоопланктона воды устьевой области р. Онега, практически на всём протяжении вегетационного периода соответствовали I классу качества и относились к «чистым» водам, значение индекса сапробности в зависимости от месяца принимали значения от 1,22 до 1,53 (рис. 1).

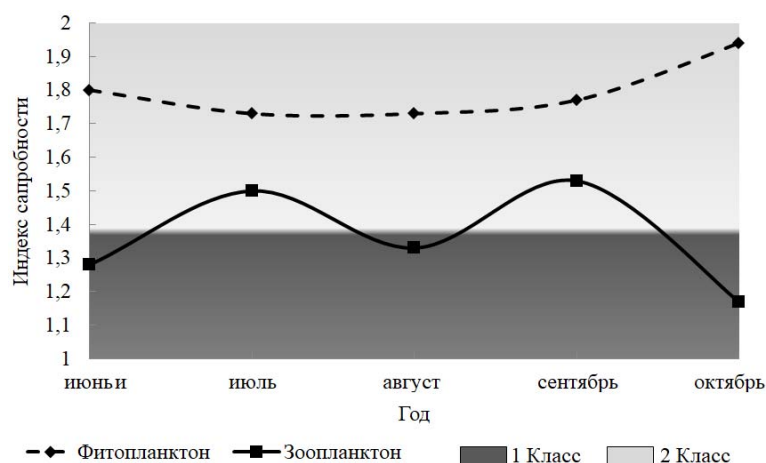


**Рис. 1.** Индекс сапробности и класс качества вод устьевой области р. Онега в вегетационный период 2022 г.

В наблюдаемой акватории в вегетационный период 2022 г. встречено 60 видов водорослей, относящихся к шести систематическим группам. Наибольшее видовое разнообразие принадлежало диатомовым (Bacillariophyta) – 45 видов и зеленым (Chlorophyta) – 8. Меньшее видовое разнообразие принадлежало синезеленым (Cyanophyta) – 4 вида, золотистым (Chrysophyta) – 1, криптофитовым (Cryptophyta) – 1 и динофитовым (Dinophyta) – 1 вид. В 2022 г. количество видов в пробе изменялось от 13 до 33 видов. Количественные характеристики варьировали в пределах 173,75–1212,5 тыс.кл./дм<sup>3</sup> (общая численность) и 200,93–2156,26 мкг/дм<sup>3</sup> (общая биомасса). Максимальные численность и биомасса фитопланктона зарегистрированы в августе, минимальные значения численности – в июне, биомассы – в июле. Основу качественного и количественного состава формировали диатомовые *M. granulata*, *Gyrosigma acuminatum*. Наибольший вклад в общую численность и биомассу вносили также представители диатомовых – 82% и 73% соответственно.

В составе зоопланктона встречено 14 видов, из них наибольшего видового разнообразия достигали ветвистоусые раки (Cladocera) – 8, веслоногие раки (Copepoda) представлены – 6 видами. В 2022 г. не встретились виды Rotifera. Количественные показатели лежали в диапазоне 0,06–0,46 тыс.экз./м<sup>3</sup> (общая численность) и 0,64–11,58 мг/м<sup>3</sup> (общая биомасса). Максимальной численности организмы зоопланктона достигали в августе, максимальной биомассы в июле, минимальной численности и биомассы – в сентябре. По численности преобладали виды Cladocera, такие как *B. (B.) longirostris*, *Bosmina (Eubosmina) coregoni*, *Ceriodaphnia pulchella*, вид Copepoda – *Mesocyclops leuckarti*, по биомассе *B. (B.) longirostris*, *C. pulchella*, *B. (E.) coregoni*. Наибольший вклад в общую численность и биомассу вносили также представители Cladocera – 80% и 89% соответственно.

Поверхностные воды р. Онега вблизи с. Порог по показателям фитопланктона на всём протяжении вегетационного периода 2022 г. относились к II классу качества и соответствовали «слабо-загрязнённым» водам, значения индекса сапробности в зависимости от месяца принимали значения от 1,73 до 1,94. Однако, по показателям зоопланктона воды практически на всём протяжении вегетационного периода (за исключением сентября месяца) относились к I классу качества и соответствовали «чистым» водам, значения индекса сапробности, в зависимости от месяца принимали значения от 1,17 до 1,53 (рис. 2).



**Рис. 2.** Индекс сапробности и класс качества вод устьевой области р. Онега в вегетационный период 2022 г.

Таким образом в вегетационные периоды 2021–2022 гг. воды устьевой области р. Онега в районе с. Порог относились к двум классам качества: I и II, степень загрязненности вод соответственно «условно чистая» и «слабо загрязнённая». Отмечаем особое внимание, что по показателю фитопланктона на всём протяжении исследований воды относились к II классу качества, однако по показателю зоопланктона воды (за исключением июня 2021 г. и сентября 2022 г.) относились к I классу качества.

#### Список литературы:

1. Алексеев В.Р., Цалолихин С.Я. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1: Зоопланктон. – М.: Товарищество науч. изд. КМК. 2010. – 495с.
2. Диатомовый анализ. Определитель ископаемых и современных диатомовых водорослей. Порядки Centrales и Mediales. – Л.: Государственное издательство геологической литературы, 1949. – 446с.
3. Диатомовый анализ. Определитель ископаемых и современных диатомовых водорослей. Порядок Pennales. Л.: Государственное издательство геологической литературы, 1950. 630 с.
4. Еленкин А.А. Синезеленые водоросли СССР. – Л.: Издательство академии наук СССР. 984 с.
5. Кононова О.Н. Фефилова Е.Б. 2018. Методическое руководство по определению размерно-весовых характеристик организмов зоопланктона европейского севера России. Сыктывкар: РАН, УрО, Коми НЦ 152 с.
6. Определитель пресноводных водорослей СССР. 11(2). Зеленые водоросли. Класс Конъюгаты. Порядок Десмидиевые (2). Паламарь–Мордовинцева Г.М. 1982. Л.: Наука, 620 с.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. 1992. Под ред. В. А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат. 318 с.

### ВЛИЯНИЕ САДКОВОГО РЫБОРАЗВЕДЕНИЯ НА БАКТЕРИОПЛАНКТОН ОЗ. ВЕЛЬЕ

З.Г. Каурова

*Санкт–Петербургский государственный университет ветеринарной медицины,  
196084, г. Санкт–Петербург, у. Черниговская., д.5, bzlata@mail.ru*

В работе представлены результаты многолетних исследований влияния садкового рыборазведения на распределение бактериопланктона оз. Велье. В районе антропогенного воздействия отмечено ухудшение качества воды по санитарно–микробиологическим показателям.

Рыбохозяйственный фонд внутренних водоемов Новгородской области составляет около тысячи озер общей площадью 181 тыс.га. На водоемах области сформировано 140 рыбохозяйственных участков, 11 рыбозаводных организаций занимаются выращиванием рыбы в озерах и прудах. С целью создания условий для устойчивого развития рыбохозяйственного комплекса Новгородской области, насыщения отечественного рынка рыбой и готовой рыбной продукцией на территории региона была реализована государственная программа «Развитие рыбохозяйственного комплекса Новгородской области в 2014–2025 годах», в которой указывалось, что область располагает значительными приемными мощностями озер, рек и прудов для рыборазведения и зарыбления водных объектов ценными видами рыб. Программа реализуется, в том числе, за счет организации новых и расширения имеющихся садковых хозяйств. В первую очередь этот процесс затрагивает крупные озера региона. Одно из них – Велье частично входит в границы национального парка «Валдайский».

Ожидается, что водоемы, находящиеся в границах особо охраняемых территорий будут испытывать незначительное антропогенное воздействие. Однако, вся территория парка разделена на функциональные зоны с различным режимом охраны и использования. Акватория оз. Велье относится к хозяйственной зоне парка, включающей в себя участки, необходимые для обеспечения функционирования национального парка и жизнедеятельности людей, проживающих на его территории, что позволяет использовать часть озера для садкового рыборазведения. Очевидно, что эта часть водоема и примыкающей береговой зоны испытывает значительное антропогенное воздействие со стороны садкового комплекса и сопутствующей инфраструктуры рыборазводного хозяйства. Усиление антропогенного воздействия на экосистему озера, не сопровождающееся систематическим мониторингом, привело к ухудшению качества воды. Литораль активно зарастает. Вокруг садков появляются колонии чашек, создавая риск бактериальной контаминации воды. Кроме того в районе размещения садков отмечается активное загрязнение литорали и побережья бытовым мусором. Под садками в придонном горизонте отмечается интенсивное осадконакопление за счет поступления на дно хлопьев невестребованного корма, отходов жизнедеятельности и продуктов разложения мертвой рыбы, которые создают благоприятные условия для развития условно патогенной и патогенной микрофлоры.

Микробиоценоз является неотъемлемой частью планктонного сообщества, играющего важную роль в функционировании водных экосистем. С участием микроорганизмов протекают процессы деструкции не только автохтонного, но и аллохтонного органического вещества. Бактериопланктон принимает непосредственное участие в круговороте биогенных элементов, и является основным звеном, отвечающим за самоочищение.[1] В результате антропогенного загрязнения озер, вода обогащается специфическими эколого-трофическими группами микроорганизмов, которые используют поллютанты в процессе жизнедеятельности. На этом основаны методы микробиологической индикации загрязнения водной среды.[2] В качестве биоиндикаторов могут выступать отдельные группы микроорганизмов, морфологические и структурные показатели бактериопланктона. Например, изменение показателей обилия бактериопланктона, как одного из непосредственных следствий загрязнения водоёмов органикой в результате хозяйственной деятельности человека, используется при индикации степени эвтрофирования водоёмов.

Цель проведенных исследований – оценить санитарно – микробиологическое состояние воды озера Велье в районе садкового комплекса и выявить особенности развития бактериопланктона в условиях хронической антропогенной нагрузки со стороны рыбохозяйственных производств, локализованных на озере.

Отбор проб проводился в период открытой воды в 2015 – 2021 годах в ходе комплексных экологических исследований СПбГУВМ при поддержке научного отдела национального парка «Валдайский».

Выбор месторасположения станций отбора проб был проведен с учетом имеющихся морфометрических, гидрологических, гидрохимических и гидробиологических данных, а также информации об источниках антропогенного воздействия со стороны рыборазводных производств.

Поскольку в основном населены западный и северный берег озера Велье, а южный и восточный берег труднодоступны и мало освоены, две контрольные точки, были заложены в центре озера и в южной его части. Для оценки воздействия рыбохозяйственной деятельности на экосистему озера пробы отбирались непосредственно в районе размещения садков, а также радиально в трех направлениях на расстоянии 50 и 100 метров от них. Пробы воды отбирались по горизонтам с поверхности, глубины 2 и 5 метров, а также в придонном горизонте. Санитарно-микробиологический анализ осуществлялся в соответствии с МУК 4.2.1884–04, определялись общая численность бактериопланктона (ОЧБ), биомасса бактериопланктона, общее микробное число (ОМЧ), количество общих колиформных бактерий (ОКБ), количество термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ), численность фекальных стрептококков, спор сульфитредуцирующих клостридий, сальмонелла. Пробы обрабатывались не позднее 2 ч. после отбора с помощью планктобатомера в стерильные емкости с согласно МР 4.2.0220–20.

Общую численность бактерий в воде определяли методом прямого счета на мембранных фильтрах согласно МУК 4.2.1018–01. Подсчет общего числа микроорганизмов, колиформных бактерий, кишечной палочки, псевдомонад и энтерококков проводили согласно ГОСТ 24849–2014 и ГОСТ 34786–202. Патогенные бактерии рода *Salmonella* выявляли путем посева на SS-агар и висмут-сульфитный агар согласно МУ 4.2.2723–10. Клостридии определяли методом прямого посева проб воды в железо-сульфитный агар. Для оценки качества вод водоемов по микробиологическим показателям применяли критерии, приведенные в ГОСТ 17.1.3.07–82 и РД 52.24.309–2016.

Общая численность и биомасса бактериопланктона являются показателями уровня трофности вод. Полученные в центральной и южной части озера величины общей численности бактериопланктона (ОЧБ) в среднем за весь период исследований составили  $1.33 \text{ млн. кл. мл}^{-1}$ , изменялись в пределах от 0.24 до  $1.97 \text{ млн. кл. мл}^{-1}$  и по годам изменялись не существенно. Такие величины характерно для большинства мезотрофных озер умеренной зоны. Стабильность количественных показателей бактериопланктона свидетельствует о высоком уровне самоочищающейся способности водоема. Сезонный ход развития бактериопланктона характеризовался наличием двух ярко выраженных пиков численности: летнего и осеннего, связанных с массовым отмиранием фито- и зоопланктона в отдельные фазы сезонного цикла и поступлением в водоем значительного количества автохтонного органического вещества. Вертикальное распределение было равномерным от поверхности ко дну, с незначительным уменьшением в придонном горизонте.

Общая численность бактериопланктона на станциях в районе садков изменялась в более широких пределах – от 0.23 до 6.7 млн. кл. мл<sup>-1</sup> и в среднем за весь период исследований составила 1.46 млн. кл. мл<sup>-1</sup>. В 2017 и 2021 годах летом непосредственно у садков ОЧБ составила 4.1 – 6.7 млн. кл. мл<sup>-1</sup>, в остальные годы – не превышала 4 млн. кл. мл<sup>-1</sup>. Высокие показатели численности можно связать с предшествующим активным развитием фитопланктона массовой гибелью рыбы в садках и около них. Увеличение численности бактерий на станциях находящихся вблизи рыбопроизводных садков, можно связать с резкими изменениями химического состава воды, в частности, с увеличением концентрации лабильного органического вещества. На расстоянии 50 метров от садков численность бактериопланктона снижалась и изменялась в пределах 0.9–3.1 млн.кл. мл<sup>-1</sup>. Максимальные величины были отмечены в 2017 и 2021гг. На расстоянии 100 метров от садков показатели бактериальной численности в среднем за период исследований составили 1.43 млн.кл. мл<sup>-1</sup> и были сопоставимы с показателями, полученными в центральной и южной части озера. Начиная с 2015 г. отмечена тенденция к увеличению плотности бактериальной популяции в зоне антропогенного воздействия. Так общая численность бактериопланктона в 2015 году в радиусе 50 м от садков в среднем составила 1.1 млн.кл мл<sup>-1</sup>, в 2017–2019 гг. она увеличилась до 2 млн.кл. мл<sup>-1</sup>, в 2021 г. – до 2.4 млн.кл. мл<sup>-1</sup>.

Вертикальное распределение микроорганизмов в районе садков отличалось от распределения в центральной части озера. В течении всего периода открытой воды в придонном горизонте на этом участке акватории отмечалась более высокая плотность бактерий чем на поверхности. Это связано с накоплением продуктов жизнедеятельности рыб и частиц невестребованного корма, которые разлагаясь, создают благоприятную среду для развития бактериопланктона и условия для контаминации рыб и среды их обитания патогенными и условно патогенными микроорганизмами.

Общее микробное число (ОМЧ) обычно возрастает при поступлении в воду поверхностных, ливневых стоков, бытовых сточных вод, с отходами рыбопроизводных хозяйств и др. Существует прямая связь между количественными показателями сапрофитной микрофлоры и степенью общего бактериального загрязнения акватории. Значительное количество сапрофитов в воде, является индикатором уровня содержания лабильного органического вещества. За весь период исследований среднее значения ОМЧ непосредственно у садков изменялось в пределах от 2.8 до 7.9 тыс.кл. мл<sup>-1</sup>, в 50 метрах – 2.4–3 тыс.кл. мл<sup>-1</sup>, что значительно больше, чем в фоновых точках, где этот показатель не превышал за весь период исследований 1 тыс.кл. мл<sup>-1</sup>. Вертикальное распределение сапрофитной микрофлоры было аналогично распределению бактериопланктона в целом. Оценивая межгодовую динамику численности бактерий этой группы, можно отметить увеличение средней плотности популяции в радиусе 50 метров от садков от 1.68 тыс.кл. мл<sup>-1</sup> в 2015 г. до 2.6 тыс.кл. мл<sup>-1</sup> в 2021г. В целом распределение бактериопланктона по акватории соответствовало изменению химического состава воды. В радиусе 100 метров от садков химический состав воды в столбе практически был такой же, как в центральной части озера. Дисперсия привнесимого в районе садков вещества полученная, как расчетным, так и опытным путем соответствовала отметке 50 м. Качество воды, установленное на основе химических показателей, на протяжении всего периода исследований соответствовало 3 классу (умеренно загрязненная). Однако в непосредственно у садков вода характеризовалась уже, как загрязненная. В этой части исследуемой акватории отмечаются превышения нормативных показателей по содержанию биогенных веществ на поверхности и у дна, причем в придонном горизонте показатели несколько выше, чем у поверхности. [3]

Общие колиформные бактерии (ОКБ) – индикаторы санитарного состояния воды. Группу ОКБ формируют бактерии семейства *Enterobacteriaceae* (*Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*). Появление в воде значительного числа бактерий этой группы может указывать на общее фекальное загрязнение. В питьевой воде колиформных бактерий не должно быть больше 1000, а в воде рекреационных зон не более 500 КОЕ в пробе объемом 100 мл. [4]

В период проведения исследований число ОКБ на станциях в центральной и южной части озера не превышало 10 КОЕ в 100 мл. Общее число колиформных бактерий в районе садков составило за тот же период 285 КОЕ в 100 мл. Это значение не превышает ПДК, но и не позволяет считать воду чистой. Сопоставляя данные за 2015–2021гг, можно отметить, что в первый год исследований колиформные бактерии в посевах воды были представлены в виде единичных колоний по всей акватории озера [5]. Срок размещения садков на этот момент был не велик. По мере эксплуатации садков ситуация изменилась и к 2021г. в пробах, отобранных непосредственно у садков, число бактерий этой группы возросло на порядок.

Число термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ) сигнализирует о свежем фекальном загрязнении. На контрольных участках представители этой группы бактерий за весь период исследований не были обнаружены ни в одной пробе. В районе расположения садков ситуация была диаметрально противоположной 75% отобранных за весь период исследований проб воды были контаминированы кишечной палочкой. Появление ТКБ в зоне влияния садкового хозяйства следует расценивать, как реакцию на возрастание антропогенной на грузки в этой части акватории.

Согласно указанию МУК 4.2.1884–04 в 2015–21 гг. программа мониторинга была дополнена исследованиями на наличие в воде патогенной микрофлоры. По результатам исследований на всей акватории не были выявлены стафилококки, стрептококки, а так же споры сульфитредуцирующих бактерий. Однако единичные колонии бактерий рода *Salmonella* были обнаружены в 2017 и 2019–21гг. на станциях, связанных с рыбопроизводством. Ранее в 2015–2016 гг, бактерии этого рода не были обнаружены ни на одной

станции озера. Появление сальмонеллы в пробах воды в непосредственной близости от рыбопроизводных садков, прежде всего можно связать с резким увеличением численности члеников. Однако бактерии этого рода могут указывать на поступление в воду фекалий животных и человека.

На основе данных по численности сапрофитной микрофлоры и бактериопланктона в целом, воде оз. Велье может быть присвоен класс качества 2 (чистая), в пятидесяти метровом радиусе вокруг рыбопроизводного хозяйства – класс качества 3 (загрязненная).

Однако, увеличение доли сапрофитных бактерий и появление в районе рыбохозяйственной деятельности санитарно значимых микроорганизмов кишечной группы указывает на постепенное ухудшение санитарного состояния озера и усиливающихся процессах антропогенного эвтрофирования. Даже при благоприятном температурном и кислородном режиме водоема, такая ситуация не способствует выращиванию здоровой товарной рыбы. И в то же время, функционирование рыбопроизводного предприятия очевидно ухудшает санитарное состояние озера в целом, ставя под вопрос возможность использования его акватории для водозабора или рекреации. Таким образом, возникают сомнения в целесообразности деятельности такого рода на акватории водоема в границах ООПТ, в озере, являющемся стратегическим резервом чистой пресной воды не только для местного населения, но и для жителей Московской агломерации, куда она поступает через систему рек и верхневолжских водохранилищ, особенно учитывая что Новгородская область располагает значительными приемными мощностями озер, рек и прудов для рыбопроизводства не находящихся на охраняемых территориях.

Надо помнить, что рыбопроизводство, как и любой другой вид деятельности, может быть опасным для окружающей среды и здоровья человека. Одной из главных опасностей рыбопроизводства является загрязнение воды, прежде всего при использовании некачественных или не правильно дозированных кормов. Еще одной опасностью рыбопроизводства может быть распространение болезней при ухудшении общего санитарного состояния озера. Рыбы в садках могут заражаться инфекционными заболеваниями при контакте с дикой рыбой и наоборот. Это может привести к массовому вымиранию рыбы и нарушению баланса в экосистеме озера. Кроме того, циркулирующие в воде патогенные и условно патогенные микроорганизмы могут быть опасны для человека, особенно, если водоем используется для водозабора и рекреации. Для того чтобы предотвратить эти опасности, необходимо строго контролировать соблюдение правил рыбопроизводства, использовать качественные корма и удобрения, а также проводить регулярный мониторинг санитарно – микробиологического состояния водоема.

#### Список литературы:

1. Заварзин Г.А., Колотилова Н.Н. Введение в природоведческую микробиологию. М., 2001.
2. Воронов Ю.В., Яковлев С.В. «Водоотведение и очистка сточных вод» М: АСВ, 2006.
3. Каурова, З. Г. Влияние рыбопроизводства на химический состав воды озера Вельё в 2015–2021 гг. / З.Г. Каурова, М. С. Петрова, Э. Н. Таймусова // Вопросы нормативно-правового регулирования в ветеринарии. – 2021. – № 4. – С. 115–119. Громова В.А., Захарова Ю.В. «Руководство для самостоятельной работы студентов по санитарной микробиологии воды, почвы, лечебно-профилактических организаций» Кемерово – 2010. – 7–20 с.
4. Методические указания по санитарно-бактериологической оценке рыбохозяйственных водоемов Методические указания Минсельхоза России от 27.09.1999 N 13–4–2/1742.
5. Материалы региональной научно-практической конференции полевой сезон – 2016: Исследования и природоохранные действия на особо охраняемых природных территориях Новгородской области. 2017 – 79 с.

### **АНТРОПОГЕННОЕ ВИДОИЗМЕНЕНИЕ ПОНТО-КАСПИЙСКОГО РЕГИОНА КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР, ОБУСЛАВЛИВАЮЩИЙ МАССОВОЕ ВСЕЛЕНИЕ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ РАКООБРАЗНЫХ**

А.А. Котов<sup>1</sup>, А.Н. Неретина<sup>1</sup>, Д.Д. Перебоев<sup>1</sup>, Д.П. Карабанов<sup>2</sup>, Р.З. Сабитова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН  
119071, г. Москва, alexey-a-kotov@yandex.ru, neretina-anna@yandex.ru, dm.pereboev@gmail.com

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, karabanow@yandex.ru, sabrima@rambler.ru

Проблема расселения чужеродных видов имеет исключительно важное социально-экономическое значение для России. Понто-Каспийский регион признан основным донором инвазий гидробионтов в Европе, и черноморско-каспийско-волжский транзитный путь (коридор) является важнейшим для всей европейской части России. Особенно важно для проникновения новых видов то, что ряд речных бассейнов, например, Волги, представлен в настоящее время каскадом водохранилищ – нарушенных местообитаний озерного, а не речного типа. Та же ситуация наблюдается и на других крупных реках – Дону, Днепре, Дунае. Соединение человеком каналами различных речных бассейнов, организация на реках крупных

водохранилищ, зарегулирование стока рек и т.д. вполне аналогично геологическим процессам, проходившим в регионе раньше, как в среднем кайнозое, так и в более позднее время.

Проблема расселения чужеродных видов имеет исключительно важное социально–экономическое значение для России. Если к 1990–м годам на территории РФ было отмечено около 500 видов–вселенцев из различных систематических групп, то к 2018 году их число приближается к 1500 (Дгебуадзе и др., 2018), и это лишь "верхушка айсберга", поскольку для многих групп об инвазиях ничего не известно (особенно, когда инвазии не сопровождаются катастрофическими экологическими последствиями с хорошо заметным экономическим эффектом). Согласно последней сводке "Самые опасные инвазионные виды России (ТОП–100)" (Дгебуадзе и др., 2018), порядка трети наиболее опасных вселенцев в РФ представлены именно гидробионтами, в том числе рыбами и беспозвоночными животными. Однако, основная часть исследований гидробионтов–вселенцев в мировой литературе сосредоточена на простой констатации факта присутствия в экосистеме очередного нового вида.

В данном обзоре мы также сосредоточимся только на регионе исследования, который занимает видное место в литературе по инвазиям. Понто–Каспийский регион признан основным донором инвазий гидробионтов в Европе. Ряд весьма заметных вселенцев из Понто–Каспия проник в весьма далекие регионы мира, используя Балтийское море в качестве промежуточного хаба (Reid & Orlova, 2002; Panov et al., 2007; Kotov et al., 2022).

Ранее показано, что черноморско–каспийско–волжский транзитный путь (коридор) является важнейшим для всей европейской части России. Широко известно множество примеров инвазий гидробионтов в Волжском бассейне (Алимов и др., 2004). Особенно важно для проникновения новых видов то, что последний представлен в настоящее время каскадом водохранилищ – нарушенных местообитаний озерного, а не речного типа. Та же ситуация наблюдается и на других крупных реках – Дону, Днепре, Дунае. Соединение человеком каналами различных речных бассейнов, организация на реках крупных водохранилищ, зарегулирование стока рек и т.д. вполне аналогично геологическим процессам, проходившим в регионе раньше, как в среднем кайнозое, так и в более позднее время. Вообще говоря, "геологические" преобразования в регионе образуют непрерывную цепь событий (понятно, что их интенсивность была различной в разные периоды). То же самое относится и к климату: в прошлом неоднократно случались периоды потепления и похолодания, и ничего столь уж выдающегося в нынешнем изменении температуры нет (вспомним периоды, когда потепление после Малого Ледникового Периода было ничуть не менее резким и сильным, чем современное или когда после извержения мощных вулканов, среднегодовая температура на Земле падала на два градуса в течение одного года, и это гораздо сильнее, чем изменение в один–полтора градуса за последние 150 лет). В Понто–Каспийском регионе события позднего Антропоцена отлично вписываются в предыдущую историю региона, и мы собираемся их изучать именно в контексте предыдущих изменений.

К настоящему времени вообще не было выполнено ни одного филогеографического исследования ветвистых ракообразных Понто–Каспийского региона после замечательной работы М. Кристеску и П. Эбера (Cristescu, Hebert, 2002), посвященной отряду Onychopoda. Авторы продемонстрировали, что группа изначально имела пресноводного предка, который проник в Паратетис в период его невысокой солености, дифференциация группы, по–видимому, происходила в миоцене, откуда ряд видов проник в мировой океан в периоды, когда последний с ним соединялся. Поскольку в регионе неоднократно менялась соленость, он стал лабораторией по выработке приспособлений к колонизации солоноватых вод, а впоследствии – бассейнов с нормальной океанической соленостью. При этом большая часть онихопод так и остались эндемиками Каспийского и Черного морей, однако, именно некоторые из них значительно расширили ареалы обитания и проникли в далекие водоемы (Балтийское море, а из его – в Великие озера) в результате переносом человеком их покоящихся яиц в балластных водах кораблей.

Изменения ареалов живых организмов происходило всегда. Современное биоразнообразие отдельных континентов и регионов сформировалось не только за счет длительного процесса эволюции, но и в результате перемещений/ миграций уже существующих видов. Если ранее растения и животные переселялись по естественным причинам, связанным, прежде всего, с глобальными геологическими и климатическими преобразованиями Земли, то последние несколько столетий изменения их ареалов в основном прямо или косвенно обусловлены деятельностью человека. В связи с возросшим антропогенным воздействием на экосистемы эти процессы существенно усилились начиная со второй половины 20–го века. В Антропоцене экосистемы континентальных водоемов претерпели колоссальные изменения, а их биоразнообразие оказалось под серьезной угрозой.

*Исследование поддержано Российским Научным Фондом (проект РНФ 23–14–00128).*

#### Список литературы:

1. Алимов, А., Богуцкая, Н. (ред.), 2004. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М: Т–во научных изданий КМК, 236 с.



2. Дгебуадзе, Ю.Ю., Петросян, В.Г., Хляп, Л.А. (ред.), 2018. Самые опасные инвазионные виды России (ТОП–100). М.: Т-во научных изданий КМК, 688 с.
3. Cristescu, M. E. A., Hebert, P. D. N., 2002. Phylogeny and adaptive radiation in the Onychopoda (Crustacea, Cladocera): evidence from multiple gene sequences. *Journal of Evolutionary Biology*, 15(5), 838–849.
4. Kotov, A. A., Karabanov, D. P., Van Damme, K. (2022). Non-Indigenous Cladocera (Crustacea: Branchiopoda): From a Few Notorious Cases to a Potential Global Faunal Mixing in Aquatic Ecosystems. *Water*, 14(18), 2806.
5. Reid, D. F., Orlova, M. I., 2002. Geological and evolutionary underpinnings for the success of Ponto-Caspian species invasions in the Baltic Sea and North American Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7), 1144–1158.
6. Panov, V. E., Rodionova, N. V., Bolshagin, P. V., Bychek, E. A., 2007. Invasion biology of ponto-caspian onychopod cladocerans (Crustacea: Cladocera: Onychopoda). *Hydrobiologia*, 590(1), 3–14.

## ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Т. И. Кутявина, Л.В. Кондакова

*Вятский государственный университет, Киров,  
610000 г. Киров, Россия, kutyavinati@gmail.com*

Представлены данные о распределении летнего фитопланктона по акватории двух крупных водохранилищ Кировской области: Белохолуницкого и Омутнинского. Для изученных водоёмов характерно доминирование зелёных и диатомовых водорослей, а также преобладание видов-бета-мезосапробионтов.

Изучение водорослей и цианобактерий различных водных объектов имеет важное теоретическое и практическое значение. Фитопланктон является первичным продуцентом, участвует в формировании газового режима водного объекта, обмене кислорода, азота и диоксида углерода между атмосферой и гидросферой. В то же время, фитопланктон первым вступает в контакт с загрязнениями, поэтому его считают хорошим биологическим индикатором качества воды водоёмов разных типов [1].

Цель работы – определить доминирующие виды летнего фитопланктона в двух крупнейших водохранилищах Кировской области и оценить влияние антропогенной нагрузки на видовой состав фитопланктона и его распространение по акватории водоёмов.

Объекты исследования – Белохолуницкое и Омутнинское водохранилища Кировской области. Это крупнейшие искусственно созданные водные объекты региона. Водохранилища используются местными жителями в культурно-бытовых и рекреационных целях, при этом антропогенную нагрузку преимущественно испытывают центральные и приплотинные участки водоёмов. На берегах вдоль центральных участков водохранилищ располагаются садоводческие общества и лечебно-оздоровительные учреждения, на берегах вдоль приплотинных участков – жилая застройка, промышленные объекты и автомобильные дороги местного значения. По величине индекса трофического состояния [2] объекты исследования являются эвтрофными водоёмами.

Сбор фитопланктона проводили в июле и августе 2022 г. на приплотинных и центральных участках водохранилищ. Непосредственно после отбора пробы фиксировали 4%-ным раствором формалина до слабого запаха. Концентрацию проб фитопланктона проводили осадочным методом. Все организмы по возможности определяли до вида с использованием микроскопа лабораторного Микмед-6 вариант 7, для определения использовали отечественные и зарубежные определители. Названия видов даны в соответствии с <https://www.algaebase.org/> (дата обращения: 07.08.2023).

Согласно полученным данным, в общем составе фитопланктона изучаемых водохранилищ преобладали Bacillariophyta и Chlorophyta, на локальных участках – Cyanobacteria, что является характерным для водоёмов умеренных широт [1, 3]. Количество обнаруженных видов на приплотинных и центральных участках водохранилищ отличалось незначительно (табл.).

На приплотинных участках водоёмов, где наблюдается максимальная антропогенная нагрузка, отмечали «цветение» воды. В Белохолуницком водохранилище доминантом «цветения» были хлорококковые водоросли, также в пробах присутствовали цианобактерии (ЦБ) *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs и *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger, которые являются наиболее часто встречаемыми возбудителями «цветения» воды в волжских водохранилищах и относятся к группе потенциально токсичных видов [3]. В Омутнинском водохранилище в июле 2022 г. «цветение» вызывали ЦБ *M. aeruginosa*, также в пробах единично обнаружены *Staurastrum* sp. и *Melosira* sp. В августе 2022 г. в приплотинной части Омутнинского водохранилища вдоль береговой линии нами были обнаружены придонные большие скопления *Spirogyra* sp.

На центральных участках водоёмов ЦБ, вызывающие «цветение» воды, практически не встречались. На данных участках водохранилищ доминировали Chlorophyta и Bacillariophyta (табл.).

В фитопланктоне обоих водохранилищ преобладали виды бета-мезосапробионты – показатели умеренного естественного загрязнения, характерного для богатого гидробионтами водоёма [4, 5]. При

проведении гидрохимического анализа отмечено, что для объектов исследования характерно довольно высокое содержание в воде органических веществ. Об этом свидетельствуют результаты определения химического потребления кислорода (54–70 и 49–81 мгО/л в Белохолуницком и Омутнинском водохранилищах соответственно) и перманганатной окисляемости (10,2–11,0 и 7,8–11,8 мгО/л). При этом источниками поступления органических веществ в воду могут быть как сами гидробионты, так и ливневый сток, поступающий с водосборной территории. В целом, можно отметить, что результаты биоиндикации по видовому составу фитопланктона согласуются с результатами гидрохимического анализа и свидетельствуют о наличии слабого загрязнения объектов исследования.

Таблица. Видовое разнообразие летнего фитопланктона на разных участках Белохолуницкого и Омутнинского водохранилищ в 2022 году

S	Названия таксонов	Участок водохранилища			
		приплотинный		центральный	
		1	2	1	2
Chlorophyta					
β	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs		+		
	<i>Staurastrum</i> sp.		+	+	+
β	<b><i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli</b>			+	
p-α	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	+	+	+	+
β	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini		+		
	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> Korshikov	+			
β	<i>Scenedesmus quadricauda</i> Chodat		+	+	+
β	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat		+		
β	<i>Scenedesmus bijgatus</i> Kutz	+			+
β	<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim		+		
	<i>Spirogyra</i> sp.		+		
β	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli			+	
β-o	<i>Oocystis</i> sp.			+	
	<i>Cosmarium</i> sp.		+	+	
	<i>Chlorococcum</i> sp.	+			
Bacillariophyta					
	<i>Amphora</i> sp.		+		+
α	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith		+	+	+
β	<i>Melosira granulata</i> (Ehrenberg) Ralfs				+
	<i>Navicula</i> sp.	+	+		+
	<i>Pinnularia</i> sp.	+			
	<i>Cyclotella</i> sp.	+	+		+
	<i>Caloneis</i> sp.				+
	<i>Cymbella</i> sp.	+	+		
	<i>Surirella</i> sp.				+
Cyanobacteria					
β	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> Ralfs	+			
β	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+	+		+
	<b><i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher</b>	+			
Xanthophyta					
x-β	<i>Tribonema minus</i> (Wille) Hazen			+	+
Dinophyta					
o	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin		+		
Euglenophyta					
β-o	<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	+		+	+
	<i>Euglena</i> sp.	+		+	
Всего:		13	16	11	14

Примечание: 1 – Белохолуницкое водохранилище, 2 – Омутнинское водохранилище. Знаком «+» обозначено присутствие таксона в пробах фитопланктона; S – сапробность; x, o, β, α, p – ксено-, олиго-, бета-, альфа- и полисапробность соответственно.

Таким образом, выявлены доминирующие виды летнего фитопланктона в двух водохранилищах: Белохолуницком и Омутнинском. Как и в большинстве водоёмов умеренных широт, в летнее время в изученных водоёмах преобладают представители отделов Chlorophyta и Bacillariophyta. При этом многие из обнаруженных видов являются бета-мезосапробионтами, индикаторами умеренного естественного загрязнения водоёма. Среди возбудителей «цветения» воды в Белохолуницком и Омутнинском водохранилищах отмечены ЦБ (*M. aeruginosa* и *A. flos-aquae*), относящиеся к группе потенциально токсичных видов. Массовое развитие данных видов ЦБ отмечено на приплотинных участках, для которых

характерна более высокая антропогенная нагрузка по сравнению с центральными участками водохранилищ.

*Статья подготовлена при поддержке Российского научного фонда (проект № 23-77-01034).*

#### Список литературы:

1. Дрозденко Т.В. Фитопланктон как индикатор экологического состояния водоема (на примере озера Барское, Псковская область) // Изв. Саратов. ун-та Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. – 2018. – № 2. С. 225–230.
2. Неверова-Дзиопак Е.В. Об экологической безопасности водных объектов / Е.В. Неверова-Дзиопак, Л.И. Цветкова, С.В. Макарова, А.В. Киселев // Современные проблемы науки и образования. – 2012. – № 3 [Электронный ресурс] URL: <https://www.science-education.ru/pdf/2012/3/229.pdf> (дата обращения 13.02.2020).
3. Состав и развитие цианобактерий Чебоксарского водохранилища и его притоков / Е. Л. Воденеева, А. Г. Охапкин, П. В. Кулизин, Н. А. Старцева, Е. М. Шарагина, О. О. Бондарев, Т. В. Лаврова // Теоретическая и прикладная экология. – 2020. – № 1. – С. 71–76. doi: 10.25750/1995-4301-2020-1-071-076
4. Баженова О.П. Качество воды и сапробность притоков среднего Иртыша и озер г. Омска / О.П. Баженова, Н.Н. Барсукова, О.А. Коновалова // Омский научный вестник. – 2010. – № 1 (94). – С. 219–222.
5. Утропова А.А. Оценка качества воды р. Торгун с использованием метода биоиндикации / А.А. Утропова, Ю.С. Половинкина // Экология речных бассейнов. Труды 9-й Междунар. науч.-практ. конф. / Под ред. Т.А. Трифоновой. – Владимир: Владимирский государственный университет имени А.Г. и Н.Г. Столетовых, 2018. – С. 650–655.

### ВОДНАЯ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ В РАЙОНЕ АВАРИЙНОГО УЧАСТКА КУМЖИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ В ДЕЛЬТЕ ПЕЧОРЫ

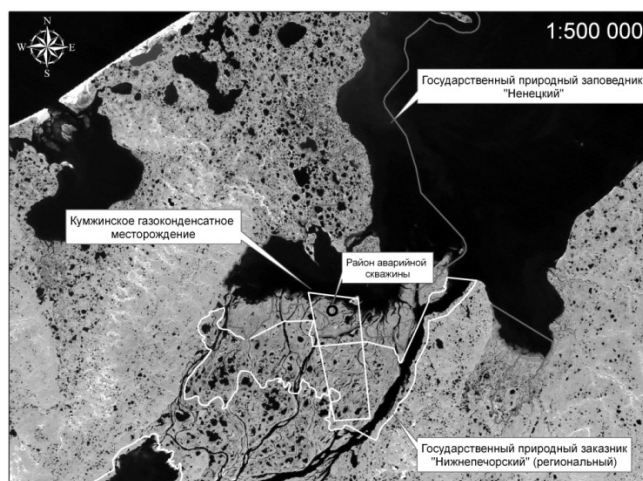
О.В. Лавриненко<sup>1,2</sup>, И.А. Лавриненко<sup>1</sup>, Н.В. Цыркунова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ботанический институт им. В. Л. Комарова РАН

197022 г. Санкт-Петербург, ул. Профессора Попова, 2В, [lavrino@mail.ru](mailto:lavrino@mail.ru)

<sup>2</sup>Государственный природный заповедник «Ненецкий», 166002 г. Нарьян-Мар, ул. Заводская, 2

Приведены сведения о сообществах макрофитов и прибрежно-водных растений на территории проблемного Кумжинского газоконденсатного месторождения в дельте р. Печоры, «прославившегося» аварией в 1980 г., последствия которой ощущаются до сих пор. В искусственном водоеме на отгороженном дамбами аварийном участке, несмотря на продолжающийся выход газового гидрата, происходит постепенное самоочищение и формирование сообществ макрофитов. Планируемая разработка месторождения несет чрезвычайно высокие экологические риски.



**Рис. 1.** Особо охраняемые природные территории и газоконденсатное месторождение в дельте р. Печоры.

Дельта крупнейшей на европейском Севере реки Печоры, с многочисленными протоками, озерами и низинными болотами, является ценнейшим водно-болотным угодьем, соответствующим критериям Рамсарской конвенции (1999), и ключевой орнитологической территорией, имеющей всемирное и региональное общеевропейское значение. Это оптимальное, богатое кормовыми ресурсами место для остановок на пролете, гнездования, линьки и жирования многих видов водоплавающих и околоводных птиц, обитания и нагула ценных проходных и полупроходных сиговых и лососевых рыб. С целью поддержания высокого биоразнообразия и в целом экологической стабильности региона здесь были созданы 2 особо

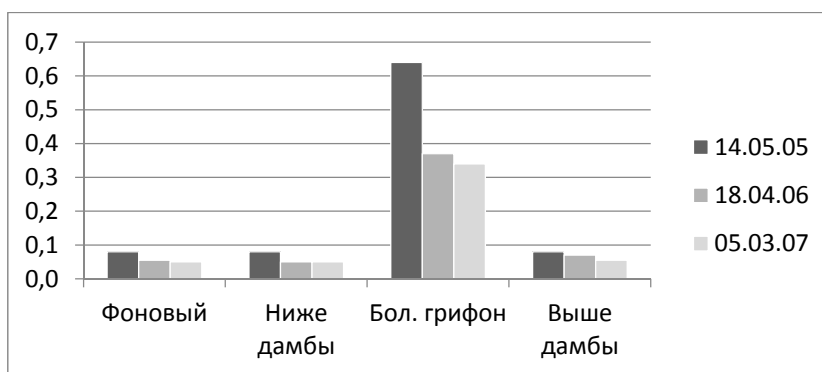
охраняемые природные территории – федеральный заповедник «Ненецкий» в 1997 г. и региональный заказник «Нижнепечорский» в 1998 г. Именно на этой территории расположено печально известное Кумжинское газоконденсатное месторождение, освоение которого началось еще в 1974 г., всего было пробурено 28 скважин. В границах заповедника «Ненецкий» сейчас находятся аварийная скважина Кумжа–9 и еще 15 законсервированных. Площадь же заказника «Нижнепечорский» в 2007 г. при попытках возобновления работ по добыче углеводородов была значительно (на 72 тыс. га) сокращена Постановлением Администрации Ненецкого автономного округа, т.е. из земель заказника Кумжинский участок недр был исключен (рис. 1).

Буровые работы на месторождении сопровождались авариями, самой крупной стал открытый выброс газа и конденсата на поисковой скважине Кумжа–9 в 1980 г. Ситуация осложнилась тем, что устранить аварию и заглушить скважину решено было смещением пластов породы, для чего были пробурены наклонные скважины и в одной из них был произведен подземный ядерный взрыв мощностью 37,6 килотонн в тротиловом эквиваленте. Однако он не смог подавить фонтан газа, поскольку произведен был в километре от нужной точки. Шесть с половиной лет (с конца ноября 1980 г. по май 1987 г.) скважина ежедневно выбрасывала 2 млн. кубометров газа и сотни тонн конденсата. Несмотря на то, что кратер был обвалован и отгорожен от р. Печоры 2–метровой песчано–гравийной дамбой, летом 1981 г. протока Малый Гусинец на протяжении 2 км была покрыта пленкой нефтеуглеводородов (НУВ). Это был колоссальный удар по окружающей природной среде (рис.2).



**Рис. 2.** Изолированный дамбами участок протоки Малый Гусинец и положение устьев скважин в «большом и малом грифонах».

В результате аварии и неудачного ее устранения образовались техногенные залежи газа (за счет его перетока из основной залежи в выше залегающие проницаемые пласты). По данным Центра экологии ТЭК [1] основным источником загрязнения природной среды в районе аварийной скважины Кумжа–9 являются скопления гидрата газоконденсата в песчаных пластах на небольших глубинах (5–250 м) – это техногенные залежи газа, образовавшиеся после аварии. В настоящее время большинство из них прекратили существование, однако из некоторых самопроизвольный выход газа продолжается. Между техногенными залежами и газоносным пластом (800 метров и глубже) находятся сплошные глины, которые полностью изолируют газ продуктивных отложений от выходов на поверхность.



**Рис. 3.** Содержание НУВ (мг/л) в поверхностных водах в районе изолированного участка протоки Малый Гусинец в 2005–2007 гг.

Строительство дамб обвалования привело к тому, что протока Малый Гусинец перестала функционировать как транзитный водоток. На участках внутри дамб («большой и малый грифоны»), выше и ниже по течению сложился свой гидрологический режим. В «большом грифоне» до сих пор происходят залповые струйные выходы ароматических углеводородов с примесями углеводородов нафтенной группы и циклопарафинов, т.е. НУВ, наиболее сильные в районе скважин № 5 и 9 (два сифона). В районе скважины № 134 в 1991–1992 гг. также образовался кратер («малый грифон»), однако загрязнение НУВ в нем отсутствует. Ниже по течению от южной дамбы наблюдается застойная зона, в которой происходит седиментация и накопление загрязняющих веществ, выносимых р. Печорой с территорий Ненецкого округа и Республики Коми.

После аварии государственными и научно-исследовательскими природоохранными организациями регулярно проводились гидрохимические исследования протоки Малый Гусинец с определением концентраций НУВ в воде. В «большом грифоне» их концентрация существенно снизилась к 1996 г. (с 1.8–5.0 мг/л в 1991 г. до 0.2–0.4 мг/л), а за пределами локализованной дамбами аварийной зоны – до фоновой уровня (0.1–0.2 мг/л). Близкие значения получены и в 2005–2007 гг. (рис. 3).

По нашим данным [2] в 2007 г. за пределами грифонов содержание НУВ в воде (отобранной с глубины 50 см) было ниже ПДК<sub>рбх</sub> (0.05 мг/л), в «малом грифоне» – незначительно превышало ПДК<sub>рбх</sub>, но находилось в пределах санитарно-гигиенического показателя (0.3 мг/л), в «большом грифоне» – в 2 раза превышало санитарно-гигиенический норматив. Несмотря на загрязнение, в «большом грифоне» росли зеленые нитчатые водоросли (показатель чистой воды), и было отмечено разрастание на отдельных участках мелководья *Stuckenia pectinata* (L.) Börner (асс. *Potamogetonetum pectinati* Carstensen ex Hilbig 1971), который впервые был обнаружен там в 2003 г. (рис. 4а).

В 2020 г. внешних признаков загрязнения НУВ почвы вокруг «большого грифона» и воды в нем не наблюдали, однако сильный запах газа все еще присутствовал. По берегам «грифона» окружен полосой густых зарослей травянистой (*Carex aquatilis* Wahlenb. и *Arctophila fulva* (Trin.) Anderss.) и кустарниковой (*Salix* spp., реже *Alnus fruticosa* Rupr.) растительности. Разнообразие и обилие макрофитов в «грифоне», по сравнению с 2007 г., увеличилось. Их сообщества отнесены к 2 ассоциациям класса *Potamogetonetea* Klika in Klika et Novák 1941. На мелководье у берегов «грифона» сформированы густые заросли (покрытие 70 %) *Callitriche hermaphroditica* L. (10 см выс.) с примесью *Stuckenia filiformis* (Pers.) Börner, отнесенные к асс. *Callitrichetum hermaphroditicae* Černohous et Husák 1986 (рис. 4б). Дальше от берега на глубине до 50 см их сменяли ценозы асс. *Potamogetonetum praelongi* Hild 1961 в виде низкорослых (20 см выс.) и мало сомкнутых (покрытие 35 %) зарослей *Potamogeton praelongus* Wulf. с примесью *Stuckenia pectinata* и *Callitriche hermaphroditica*.

Фоновая растительность в протоках дельты р. Печоры [3], включая протоку Малый Гусинец, представлена сообществами крупных рдестов *Potamogeton perfoliatus* L. и *P. praelongus*, образующих высокосомкнутые (50–90 %) заросли на глубине 0.8–1.2 м. Они отнесены к ассоциациям *Potamogetonetum perfoliati* Miljan 1935 и *Potamogetonetum praelongi* Hild 1961. На меньшей глубине на иловатых песчаных почвах описаны сообщества *Stuckenia filiformis* – асс. *Potamogetonetum filiformis* Koch 1926.

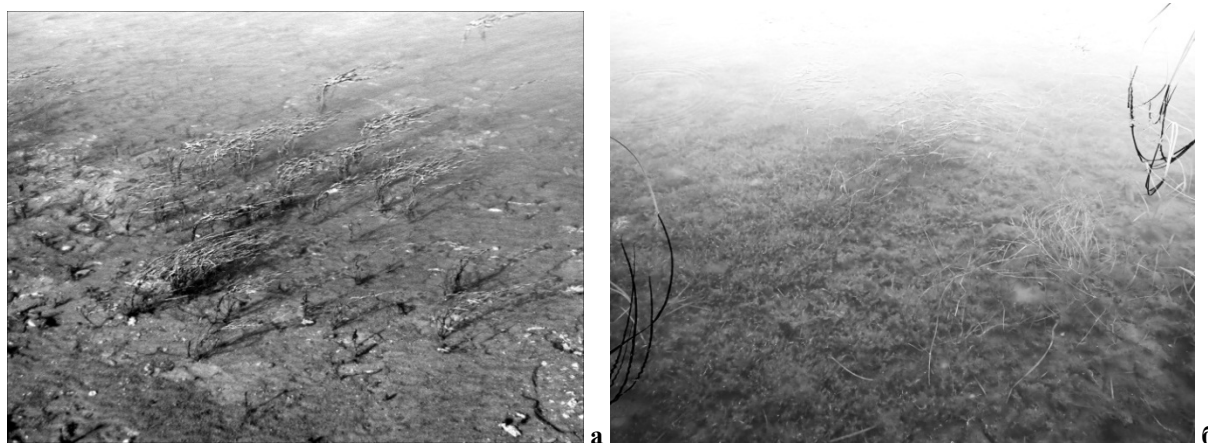


Рис. 4. Сообщества макрофитов в «большом грифоне» в 2003 г. (а) и 2020 г. (б).

На участках проток с медленным течением сформированы сообщества *Sparganium hyperboreum* Laest. 1853 (20–100 см выс., покрытие 40–100 %), отнесенные к одноименной асс. *Sparganietum hyperborei* Tetryuk, Lavrinenko et Kipriyanova 2022 в классе *Littorelletea uniflorae* Br.–Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946.

Сплошные заросли на песчаных и илистых берегах проток образованы в основном прибрежно-водными травами *Carex aquatilis* и *Arctophila fulva*, на участках, заливаемых во время приливов, также *Hippuris lanceolata* Retz. и *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult. Они отнесены к ассоциациям *Arctophiletum fulvae* Lambert in Tannheiser 1976 субасс. *typicum*, *Caricetum aquatilis* Savich 1926,

*Hippuridetum lanceolatae* Pestryakov et Gogoleva 1989 и *Eleocharietum palustris* Savich 1926 в классе *Phragmito–Magnocaricetea* Klika in Klika et Novák 1941. Изредка на мелководье проток и заиленной осушке встречаются сообщества *Sagittaria natans* PC. (покрытие 10–60 %), отнесенные к асс. *Lemno–Sagittarietum natantis* Taran et Tyurin 2005.

На илистой отмели по берегам проток описаны группировки (1–5 см выс., покрытие 3 %) одно- и малолетников (*Limosella aquatica* L., *Filaginella uliginosa* (L.) Opiz, *Juncus bufonius* L., *Rorippa palustris* (L.) Bess., *Callitriche palustris* L.). Близкая по составу ассоциация – *Rorippo dogadovae–Limoselletum aquaticae* Taran 2005 описана в классе *Isoëto–Nanajuncetea* Br.–Bl. et Tx. in Br.–Bl. et al. 1952.

На протяжении двух десятилетий мы наблюдаем постепенное самоочищение водных и прибрежных экосистем даже в таких экологически неблагоприятных местах, как огороженный дамбами участок протоки, где продолжается выход газового гидрата. Тем не менее, начатое возобновление разработки Кумжинского месторождения (в перспективе со строительством завода по производству метанола на правом берегу р. Печоры) представляет непосредственную угрозу природным экосистемам эстуария р. Печоры. Причины угрозы кроются в несовершенстве применяемых технологий бурения и добычи нефти и газоконденсата, сопровождающихся нарушением и загрязнением значительных площадей суши, водотоков и водоемов, сбросом сточных вод на рельеф, а также высоким риском повторных аварий с разливами нефтепродуктов. Начало разработки месторождения, особенно бурение куста скважин на протоке Малый Гусинец, способно дестабилизировать ситуацию с выбросами и может привести к новым выбросам газа с содержанием сероводорода и жидких углеводородов (возможно и радиоактивным) по образованным неконтролируемым трещинам и существующим грифонам, а также через аварийные скважины. Полагаем, что дельты и приустьевые части крупнейших рек Арктической зоны РФ, включая, реки европейской части, должны быть полностью избавлены от промышленных объектов, если есть хотя бы минимальная вероятность возникновения аварийных ситуаций.

Благодарим А. А. Боброва (ИБВВ РАН) за определение некоторых водных растений, директора и инспекторов заповедника «Ненецкий» – за помощь при проведении экспедиций.

#### Список литературы:

1. Отчет МФ «Центр экологии ТЭК» по НИР «Подготовка технико-экономического обоснования (ТЭО) на ликвидацию последствий аварии в районе скважины № 9 Кумжинского месторождения». Москва, 2004. 205 с.
2. Лавриненко И. А., Лавриненко О. В. Отчет «Характеристика состояния скважин Кумжинского ГКМ (по результатам полевого обследования в июле 2007 г.)». Фонды ГПЗ «Ненецкий». Нарьян–Мар, 2007. 33 с.
3. Лавриненко О. В., Дьячкова Т. В. Водная и прибрежно–водная растительность эстуария реки Печоры и водоемов прилегающих тундр // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. 2021. Вып. 9. Т. 12. № 6. С. 35–44. <https://doi.org/10.37614/2307–5252.2021.6.12.9.004>.

### РОЛЬ АНТРОПОГЕННОГО ФАКТОРА В ВОЗНИКНОВЕНИИ «ГАФФСКОЙ» БОЛЕЗНИ И «ЦВЕТЕНИИ» ВОДЫ ТОКСИЧЕСКИМИ ВИДАМИ ФИТОПЛАНКТОНА НА ПРИМЕРЕ ОЗЕР ТОБОЛЬСКОГО РАЙОНА ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ

Л.И. Литвиненко

Государственный аграрный университет Северного Зауралья  
625003 Тюмень, Тюменская обл., [litvinenkoli@gausz.ru](mailto:litvinenkoli@gausz.ru)

В работе представлены данные по фитопланктону двух озер Тюменской области в период вспышки «гаффской» болезни. В фитопланктоне доминировали токсичные цианобактерии. Вероятными причинами возникновения болезни являются сочетание антропогенных факторов и природных процессов изменения уровня воды в водоемах, при которых токсин попадает с прилегающей территории, при ее затоплении, и по пищевой цепи передается конечному консументу (рыбе).

В двух озерах Тобольского района Тюменской области в 2019 г. (Андреевское) и 2021 г. (Ишменевское), расположенных в болотистой труднодоступной местности, была зарегистрирована вспышка «гаффской» болезни (алиментарно–токсическая пароксизмальная миоглобинурия – АТПМ). Заболевание довольно редкое, возникает у плотоядных животных, птиц и человека при потреблении токсичной рыбы (карась, карп, щука, налим, судак, окунь, ерш, язь и др.). Причина этой болезни до сих пор не выяснена. Всего с момента регистрации этого токсикоза в Гаффском заливе (1924 г.) в мире было отмечено 24 очага этого заболевания [1]. По имеющимся литературным данным в большинстве случаев токсикозы возникали в результате антропогенных факторов в сочетании с природными процессами изменения уровня воды в водоемах с обширной заливаемой болотистой поймой. Кроме этого, в известных науке случаях в водоемах,

где фиксировалась эта болезнь, наблюдалось «цветение» токсичными цианобактериями. В связи с этим целью исследований явилось изучение видового состава и количественного развития фитопланктона в разные сезоны года.

Отбор проб фитопланктона был проведен в озере Андреевское ( $S = 78 \text{ км}^2$ , средняя глубина 0,8 м) на 8 станциях, в озере Ишменевское ( $S = 3 \text{ км}^2$ ) – на 5. Пробы были отобраны батометром объемом 0,5 л с глубины 0,5 м в течение 3-х условных сезонов: осень (17–19.10.2021), весна (30.05–06.06.2022), лето (04–11.08.2022). Всего за период исследования обработано 39 проб.

За период исследований в фитопланктоне озер идентифицировано 100 видов и разновидностей, относящихся к 7 отделам водорослей: 33 – Cyanoprokaryota, 10 – Bacillariophyta, 48 – Chlorophyta, 1 – Charophyta, 1 – Cryptophyta, 5 – Euglenophyta, 2 – Dinophyta. В озерах Андреевское и Ишменевское было выявлено 90 и 74 таксонов соответственно. В обоих озерах были отмечены 63 таксона. Степень сходства альгофлоры двух озер по коэффициенту Серенсена составила 77%, что свидетельствует о достаточно высоком сходстве видовых составов.

Наибольшая встречаемость (100% в обоих озерах, во все сезоны) отмечена для 16 видов, из которых 8 зеленых (*Ankistrodesmus falcatus*, *Dictiosphaerium pulchellum*, *Oocystis parva*, *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum tetras*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastrum sp.*), 6 цианопрокариот (*Lyngbya limnetica*, *Lyngbya contorta*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulvereana*, *Anabaena contorta*, *Coelastrum kutzingianum*) и 2 вида диатомовых (*Aulacoseira ambigua*, *Synedra acus*). К очень редким, отмеченным лишь в один из сезонов в одном водоеме, относились 31 таксон. Максимальное количество встреченных видов в обоих озерах зарегистрировано в летних пробах.

В видовом составе озер наиболее разнообразно были представлены зеленые водоросли (в основном хлорококковые), на втором месте по разнообразию – цианопрокариоты (в основном хроококковые), на третьем – диатомовые (в основном пеннатные). Наибольшее число таксонов отмечено для рода *Microcystis* (12 видов и разновидностей), для рода *Scenedesmus* (8 таксонов), по 5 таксонов для родов *Ankistrodesmus*, *Pediastrum* и *Anabaena*.

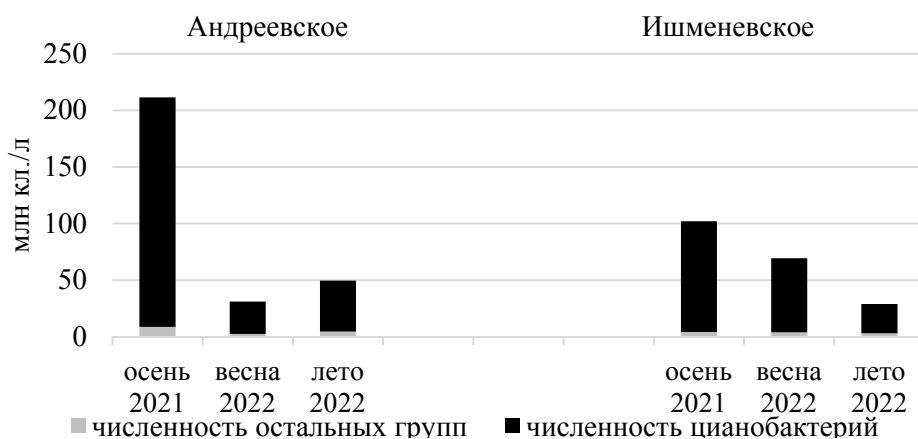


Рис. 1. Численность фитопланктона в озерах Андреевское и Ишменевское в разные сезоны 2021–2022 гг.

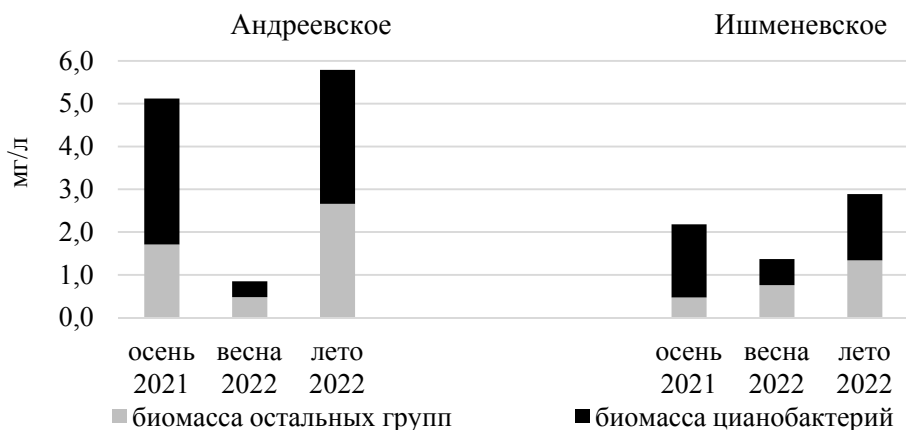


Рис. 2. Биомасса фитопланктона в озерах в разные сезоны 2021–2022 гг.

Анализ экологической характеристики обнаруженных в озерах водорослей-индикаторов свидетельствует о преобладании в озерах космополитов (95%), на бореальные и арктоальпийские приходилось только 5%. Основная часть видов-индикаторов обитает в планктоне (83%), в бентосе – 8%, в планктоне и бентосе – 9%. По отношению к солености большинство видов-индикаторов являются

индифферентными (47%), на втором месте – галофилы (16%), остальные галофобы (5%) и олигогалофы (2%). Во все сезоны в обоих озерах преобладали β-мезосапробные виды, на которых приходилось 60% видов-индикаторов. На олигосапробов приходилось лишь 21%. Остальные виды альфа- и полисапробы (12 и 7% соответственно), вместе с β-мезосапробными видами свидетельствуют о загрязнении вод, а также о преобладании окислительных процессов над восстановительными.

По численности и биомассе (рис. 1–2) в планктоне озер значительно преобладали представители цианобактерий, по биомассе конкуренцию им составили представители зеленых и диатомовых водорослей.

За период исследования биомасса и численность фитопланктона в озере Андреевское были в пределах 0,85–5,79 мг/л (в среднем 3,92±1,89) и 31–212 млн кл./л (в среднем 97±70); в озере Ишменевское – в пределах 1,37–2,89 мг/л (в среднем 2,15±0,54) и 29–102 млн кл./л (в среднем 67±26).

Средние показатели биомассы фитопланктона в озерах, согласно шкале трофности, свидетельствуют о мезотрофном типе озер. Лишь летние биомассы фитопланктона в озере Андреевское достигали уровня эвтрофных водоемов. Однако значительное преобладание на период исследования численности и биомассы цианобактерий в обоих озерах во всех сезонах (см. рис. 1 и 2) говорит о возможности их массового неконтролируемого развития.

Таким образом, на период исследования «цветения воды» в водоемах не обнаружено, но фотоснимки водоемов (<https://72.ru/text/ecology/2020/07/08/69356578>), сделанные в период фиксации первых случаев проявления «гаффской» болезни, говорят о высоком развитии токсичных цианобактерий.

В фитопланктоне исследованных озер доминировали по численности и биомассе (табл.) цианобактерии, относящиеся к токсичным: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis ichtioblabe*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Coelosphaerium dubium*, *Coelosphaerium kuetzingianum*; условно-токсичным: *Anabaena spiroides*, *Microcystis pulvereae*.

Большинство доминирующих видов (94%) относились к родам, для которых были выделены токсины: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lingbia*, *Microcystis*, *Phormidium* (*Oscillatoria*) [2]. При этом наиболее токсичный вид *Microcystis aeruginosa* в обоих озерах по степени доминирования преобладал (см. табл.).

О токсичности цианобактерий, приводивших к массовому падежу скота, отмечалось еще в 1878 г. в одном из озер Австралии, в 1883 г. – в штате Миннесота (США) [3]. Начиная с 1924 г. были зафиксированы случаи заболевания и даже гибели рыбаков после потребления токсичной рыбы, выловленной из опресненного залива Балтийского моря Фришес-Гафф. Первопричиной «гаффской» болезни, наблюдавшейся несколько раз на этом побережье, считались токсичные водоросли. Позже в 1934 г. на побережье Юковского озера Ленинградской области, в 1947 г. на озере Медвежьегорского района в Карелии, в 1948 г. – в мелководном озере в Швеции были отмечены подобные случаи. Причем отмечены не только заболевания людей, но и гибель кошек, лисиц, птиц после потребления рыбы. Во всех случаях были отмечались «цветение» воды.

**Таблица.** Расположение видов фитопланктона по степени доминирования в разные сезоны

Андреевское			Ишменевское		
Осень 2021 г.	Весна 2022 г.	Лето 2022 г.	Осень 2021 г.	Весна 2022 г.	Лето 2022 г.
Виды, доминирующие и по численности, и по биомассе					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>	<i>Lingbia limnetica</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
<i>Lyngbya limnetica</i>	<i>Lyngbya contorta</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Lyngbya contorta</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Microcystis aeruginosa f. viridis</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Microcystis aeruginosa f. marginata</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Lyngbya contorta</i>	<i>Microcystis aeruginosa f. marginata</i>
<i>Lyngbya contorta</i>	<i>Microcystis pulvereae</i>	<i>Microcystis aeruginosa f. flos-aquae</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Microcystis ichtioblabe</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Coelosphaerium dubium</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Coelosphaerium dubium</i>	<i>Microcystis pulvereae</i>
<i>Microcystis pulvereae</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	<i>Microcystis pulvereae</i>	<i>Microcystis pulvereae</i>	<i>Microcystis pulvereae</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>
Виды, доминирующие по биомассе					
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Mougeotia sp.</i>
<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>

Примечание: жирным шрифтом отмечены токсичные виды, курсивом виды с неясной токсичностью; подчеркнутые – род, для которого токсин определен



В фитопланктоне озера Котокельское [4], в период обнаружения случаев «гаффской» болезни (август 2008 г.), также были массово представлены виды токсичных и условно-токсичных цианобактерий: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulverea* f. *holsatica*, *Microcystis pulverea* f. *conferta*, *Anabaena spiroides*, *Anabaena flos-aquae*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Lyngbya limnetica*, *Lyngbya contorta*.

В оз. Убинское (осень 1984 г.) из токсичных видов в осеннем планктоне присутствовали: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* и *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Microcystis pulverea*, *Lyngbya limnetica* [5].

Таким образом, токсичные и условно-токсичные виды цианобактерий, доминирующих в биоценозах, где фиксировалась «гаффская» болезнь были схожи с видами, обнаруженными в исследованных нами озерах Андреевское и Ишменевское.

Причина «гаффской» болезни до сих пор не выяснена. Единственный бесспорный факт – связь заболевания с употреблением токсичной рыбы. В первых случаях заболевания, указанных в публикации 1954 г. Г.Г. Винбергом [3], токсичной была хищная рыба (щука, угорь, судак, окунь, ерш, налим и др.) и выдвигались гипотезы как от фитопланктона, к зоопланктону и молоди рыб, которой питались хищники, токсин попадал взрослым хищникам. В последние годы токсичность также фиксируется у мирных рыб, питающихся зоопланктоном и зообентосом (лещ, пелядь, карась), то есть у рыб, где трофическая цепь передачи токсина еще короче. А при исследовании питания карасей в озерах Андреевское и Ишменевское были обнаружены не только представители зоопланктона и зообентоса, но и непосредственно колонии цианобактерий и, в частности, *Microcystis aeruginosa* [6].

Согласно литературным данным [7], в большинстве случаев возникновение вспышек «гаффской» болезни происходило после изменения гидрологического режима водоемов (Гаффский залив, озера Юксово, Иткуль, Островное, пруды в Житомирской и Харьковской областях) под действием как природных, так и антропогенных факторов. Так, в озерах Сартлан и Убинское, возможно, возникновение токсикоза связано с практикующимися в этих водоемах в период низкого в них уровня воды работ по увеличению стока с болот и займищ на площади водосбора.

Антропогенное влияние на развитие этой болезни было подтверждено последующими случаями этой болезни в 2000 г. в Тарманском озерно-болотный комплексе в пригороде г. Тюмени и в озерах Андреевское и Ишменевское Тобольского района Тюменской области в 2019 – 2022 г.

В обоих случаях в Тюменской области вспышка заболевания связана с тем, что «гаффская» болезнь возникла в многоводные годы в зарегулированных с использованием дамб водоемах, расположенных в болотистой местности, что нарушало сток воды. При этом снижение водности приводило к тому, что токсичные вещества с прилегающей затопленной территории поступали в водоем. Во многих случаях (помимо Тюменской области) «гаффская» болезнь возникала обычно в весенне-летний период, то есть во время снижения паводка, что еще раз свидетельствует о возможности поступления токсина с прилегающей территории, который по трофическим цепям попадает конечному консументу (рыбе). Исследования источника токсина до сих пор продолжаются. В Тарманских озерах (2000 г.) источником токсина, вызывающего АТПМ, согласно литературным данным [7], являлся хвощ речной, содержащий тиаминазоподобные соединения. В отношении озер Тобольского района причина токсикоза не установлена, очаг заболевания расширяется на другие близ расположенные водоемы (Изметское – в 2022 г., Эйхлыкуль – в марте 2023 г.).

*Исследование было проведено в рамках государственного контракта «Определение состояния поверхностного водного объекта (оз. Андреевское и оз. Ишменевское Тобольского района) и выявление возможных причин возникновения «гаффской» болезни» (№002-1/21ЭК от 27.09.2021).*

#### Список литературы:

1. Рекомендации по диагностике и профилактике «гаффской» болезни / Коллектив авт.-сост. – Тюмень: ГАУ СЗ Северного Зауралья, 2022. – 126 с.
2. Willen, T., Mattsson, R. Water blooming and toxin producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981 1995. *Hydrobiologia*, 1997. 353. P. 181 192.
3. Винберг Г. Г. Токсический фитопланктон. //Успехи современной биологии, 1954, т. 38, вып. 2(5), С. 216–226.
4. Белых О.И., Тихонова И.В., Сорокикова Е.Г., Гладких А.С., Калужная О.В. Выявление токсичных *Microcystis* в озере Котокельское (Бурятия) // Вестник Томского государственного университета № 330 янв. 2009. – С. 172–175.
5. Ермолаев В.И. Фитопланктон озера Убинского в условиях вспышки Сартланской болезни// «Вестник НГАУ» – 3(28)/2013. С.57–63.
6. Литвиненко А.И., Литвиненко Л.И., Зенкович П.А. Питание серебряного карася в озерах Тобольского района Тюменской области в период вспышки «гаффской» болезни // «Интеграция науки и образования в аграрных вузах для обеспечения продовольственной безопасности России». Сб. трудов национальной научно-практической конференции. Тюмень, 2022. С.65–73.
7. Бурундукова Т.С. Условия и причины вспышки алиментарно-токсической пароксизмальной миоглобинурии в Тюменской области – автореф. дис. канд биол. наук, Тюмень, 2005. – 22 с.

## СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА Р. СОДЕМА В УСЛОВИЯХ МНОГОЛЕТНЕГО ВЛИЯНИЯ Г. ВОЛОГДЫ

Е.В. Лобуничева, А.И. Литвин, Н.В. Думнич

*Вологодский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 160012 г. Вологда, , lobunicheva\_ekaterina@mail.ru*

Представлены результаты исследования зоопланктона разных участков р. Содема (г. Вологда). В результате изменения гидрологии и гидрохимии реки наблюдается уменьшение видового богатства зоопланктона, доминирование копепод, снижение обилия и трансформация сезонной динамики зоопланктона.

Город Вологда изначально формировался как приречный населенный пункт, что определило длительное многофакторное антропогенное воздействие на р. Вологда и её притоки. Наиболее интенсивное влияние деятельности человека испытывают водотоки, большая часть течения которых расположена в черте города – реки Содема, Шограш, Делёвка. В настоящее время возрастает потребность населения в использовании этих рек в рекреационных целях, усиливается неудовлетворенность жителей их эстетическим состоянием. Это особенно актуально для р. Содема, так как она протекает в нескольких районах, в том числе в центральной части города.

Для интенсификации работ по комплексной оценке состояния реки Содема, разработке мероприятий по улучшению качества воды и благоустройству прибрежных территорий в 2020 г. был создан муниципальный проект «Ревитализация реки Содемы с преобразованием прибрежных территорий». В рамках этого проекта в 2021–2022 гг. был исследован зоопланктон разных участков реки Содема.

Река Содема является правобережным притоком р. Вологда и принадлежит к бассейну Белого моря. Современная длина реки составляет 19 км, что позволяет классифицировать её как «очень малая». Водоток берет начало из заболоченного участка Вологодско–Грязовецкой возвышенности. Большая часть реки расположена в границах Присухонской низины. Положение реки на границе моренной возвышенности и озёрно–ледниковой низины определило сложность строения её долины и сравнительно большое падение.

Средняя ширина водотока в меженный период составляет 0.5–1.0 м, в нижнем течении она увеличивается до 2.0–5.0 м. Средняя глубина реки варьирует от 0.1 до 0.2 м, а наибольшая достигает 1 м. В меженный период водность р. Содемы сильно уменьшается. В верхнем течении река пересыхает.

В верхнем и среднем течении река протекает по слабохолмистой сильно освоенной в сельскохозяйственном отношении территории. Нижнее течение находится полностью в черте г. Вологда. До строительства в XVI в. Вологодского кремля и создания канала для обводнения рва вокруг него, р. Содема впадала в другой приток р. Вологда – р. Шограш. В XVI в. значительный участок русла реки был засыпан и создан канал, соединяющий её с р. Вологда [1]. Этот участок реки длиной около 1.5 км носит название «Золотуха» и протекает по террасам р. Вологда. Река Содема пересекается железной дорогой, автомобильной трассой М–8 и многочисленными городскими улицами, где обустроены водопропускные трубы и мостовые переходы. На участках в центральной части города и месте пересечения трассой М–8 дно и берега реки выстланы железобетонными плитами и габионами. В 2.7 км выше устья реки находится плотина для технического водоснабжения.

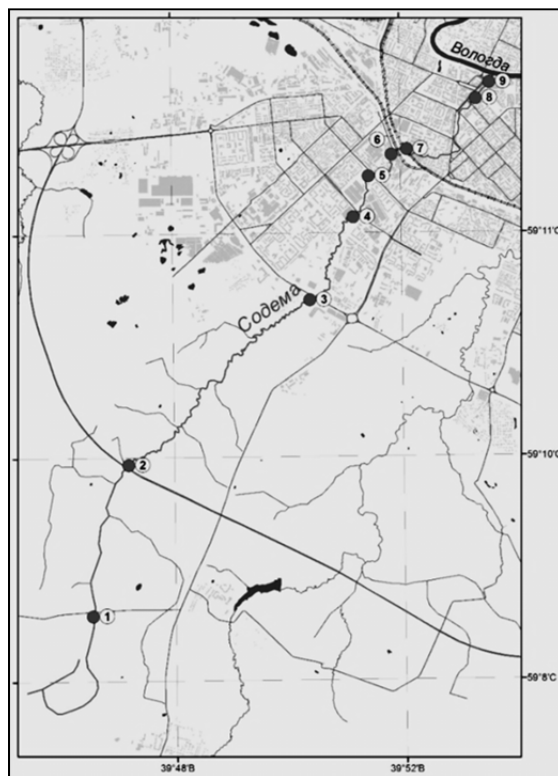
На берегах и в русле реки расположены многочисленные водовыпуски ливневой канализации и предприятий города. Часть из них несанкционированные. Очистные сооружения на большинстве из них отсутствуют. На отдельных участках дно и берега реки сильно захламлены. Уровень воды в реке в нижнем течении зависит от особенностей поступления в неё сточных вод. В пределах города Вологды водоток практически не замерзает.

Длительное поступление в водоток сточных вод привело к трансформации гидрохимического режима реки. Вода в р. Содема имеет слабощелочную реакцию и в сравнении с большинством водных объектов региона обладает более высокой минерализацией, которая увеличивается в черте города. Концентрации взвешенных и органических веществ, биогенных элементов и нефтепродуктов в воде реки регулярно превышают ПДК, что свидетельствует о хроническом загрязнении водотоков [2]. Содержание растворенного кислорода весь летний период в черте города ниже 6 мг/л, на участках верхнего течения 6.5–12.0 мг/л. В конце лета на участках реки ниже по течению от основных водовыпусков концентрация кислорода в воде падает ниже 2.0 мг/л.

Отбор проб зоопланктона в р. Содема выполнен в мае–октябре 2021 г. и мае–августе 2022 г. на 9 участках водотока (рис. 1). Сбор проб выполняли путём процеживания фиксированного объема воды через сеть Джели (сито с размером ячеек 75 мкм) с последующей фиксацией 4%-м раствором формалина. Камеральная обработка проб проводилась в соответствии с общепринятыми методиками [3] и определителями [4, 5].

Биомассу зоопланктона рассчитывали по формулам связи массы и длины тела организмов [5, 6]. Таксономическое сходство зоопланктона разных участков реки оценивали с использованием иерархического кластерного анализа на основе коэффициента сходства Брея–Кертиса методом попарного

присоединения с помощью Past 4.0. Рассчитывали индекс доминирования Бергера–Паркера ( $I_{BP}$ ), индекс видового разнообразия Шеннона–Уивера ( $H_{бит}$ , бит/экз.), среднюю индивидуальную биомассу зоопланктона ( $W_{cp}$ , мг), коэффициенты, рассчитанные на основании соотношения численности основных групп зоопланктона ( $N_{crust}/N_{rot}$ ,  $N_{clad}/N_{cop}$ ) [7]. Карта–схема станций отбора проб выполнена И.В. Филоненко (Вологодский филиал ФГБНУ «ВНИРО»).



**Рис. 1.** Карта–схема станций отбора проб на р. Содема.

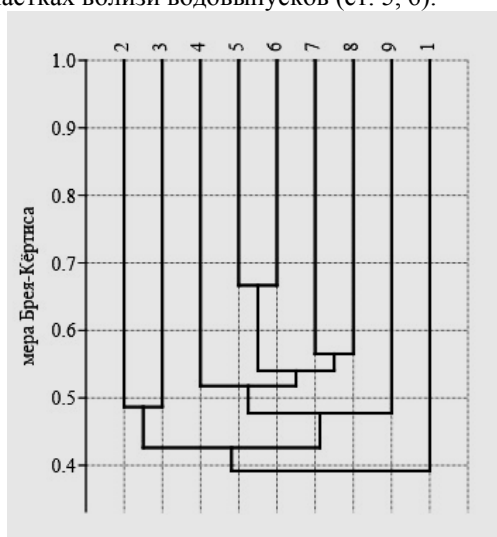
В составе зоопланктона реки Содемы обнаружено 74 вида, из них коловраток (Rotifera) – 32, ветвистоусых ракообразных (Cladocera) – 18, веслоногих ракообразных (Copepoda) – 24 вида. Наиболее разнообразно (26–27 видов) сообщество в верхнем течении реки и на периферии города, где в русле реки развиваются заросли макрофитов (ст. 1, 4). В верхнем течении реки зарегистрировано наибольшее число видов кладоцер (9). На участках с искусственным покрытием дна и повышением скорости течения (ст. 2, 3, 8, 9), а также вблизи сброса неочищенных сточных вод (ст. 6), видовое богатство зоопланктона снижается до 15–20 видов. В единичной пробе в верхнем течении реки регистрировалось в среднем 8 видов зоопланктонов. В черте города этот показатель не превышает 5 видов. Для зоопланктон реки на всем её протяжении свойственно низкое видовое разнообразие и высокий уровень доминирования (табл. 1).

**Таблица 1.** Характеристики зоопланктона на разных участках р. Содема

Характеристики*	Станция (рис. 1)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
$H_{бит(N)}$ , бит/экз.	1.9	2.0	1.4	2.2	2.1	1.8	1.6	2.3	1.7
$H_{бит(B)}$ , бит/экз.	1.4	2.0	1.0	1.2	1.6	1.4	1.1	1.2	1.1
$I_{BP(N)}$	0.6	0.5	0.6	0.3	0.5	0.5	0.5	0.3	0.6
$I_{BP(B)}$	0.6	0.5	0.7	0.7	0.6	0.6	0.7	0.8	0.7
$W$ , мг	0.047	0.009	0.004	0.009	0.011	0.009	0.015	0.017	0.024
$N_{Crust}/N_{Rot}$	6.02	15.17	4.17	3.66	0.75	5.08	4.19	6.67	4.97
$N_{Clad}/N_{Cop}$	2.01	0.38	0.06	0.01	0.62	6.50	0.73	0.31	1.19

Примечание: \* $H_{бит(N)}$  (B) – индекс Шеннона–Уивера, рассчитанный по численности и биомассе,  $I_{BP(N)}$  (B) – индекс Бергера–Паркера, рассчитанный по численности и биомассе,  $W$  – средняя индивидуальная масса зоопланктона,  $S$  – индекс сапробности Пантле и Бука в модификации Сладечека,  $N_{Crust}/N_{Rot}$  – отношение численностей ракообразных и коловраток,  $N_{Clad}/N_{Cop}$  – отношение численностей кладоцер и копепоид.

Зоопланктон разных участков р. Содема характеризовался низким уровнем сходства (рис. 2). Специфичен по составу зоопланктон верховьев и устья реки (ст. 1, 9). Наибольший уровень сходства свойственен зоопланктону на участках вблизи водовыпусков (ст. 5, 6).



**Рис. 2.** Дендрограмма сходства состава зоопланктона разных участков р. Содема. Цифрами обозначены номера станций (рис. 1).

Обилие планктонных животных очень сильно различалось на разных участках реки. Наибольшие численность и биомасса зоопланктона в летний период регистрировались в верховьях и устье реки (табл. 2). Средняя численность организмов на этих участках была равна 8 тыс.экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0.5 г/м<sup>3</sup>. Основу сообщества в верхнем течении реки составляли ракообразные (*Moina brachiata*, *Daphnia galeata*, *Acanthocyclops vernalis*, *Mesocyclops leuckarti*). В устье реки в центральной части русла обилие зоопланктона низкое (0.4 тыс.экз./м<sup>3</sup>, 4 мг/м<sup>3</sup>). В составе зоопланктона в разные периоды отбора зарегистрированы лишь *Daphnia galeata* и *Macrocyclus albidus*, коловратки *Brachionus quadridentatus*, р. *Rotaria*, *Eucyclops serrulatus*. Высокие численность и биомасса зоопланктона в приустьевом участке реки отмечены в начале лета в прибрежной части русла, где течение замедлено. На этих участках массово развивались *Daphnia galeata*, *Polyphemus pediculus*, *Scapholeberis mucronata*, коловратки родов *Lecane* и *Synchaeta*. Средняя численность зоопланктона составляла 28 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 1.5 г/м<sup>3</sup>.

Таблица 2. Средние численность (тыс.экз./м<sup>3</sup>) и биомасса (г/м<sup>3</sup>) зоопланктона разных участков р. Содема в июне–августе 2021–2022 гг.

Группы организмов	Станции								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cladocera	<u>3.9</u>	<u>0.4</u>	<u>&lt;0.1</u>	<u>&lt;0.1</u>	<u>0.2</u>	<u>0.5</u>	<u>0.1</u>	<u>0.1</u>	<u>4.6</u>
	370.5	6.7	<0.1	<0.1	0.6	2.7	3.2	0.9	513.5
Copepoda	<u>3.1</u>	<u>1.1</u>	<u>0.1</u>	<u>2.1</u>	<u>0.3</u>	<u>0.1</u>	<u>0.3</u>	<u>0.2</u>	<u>0.1</u>
	101.5	11.2	0.7	26.1	6.6	2.6	9.2	5.6	0.6
Rotifera	<u>0.2</u>	<u>6.3</u>	<u>0.4</u>	<u>0.5</u>	<u>0.2</u>	<u>&lt;0.1</u>	<u>0.2</u>	<u>&lt;0.1</u>	<u>5.0</u>
	<0.1	2.3	0.1	0.1	0.5	<0.1	2.8	<0.1	2.9
Всего	<u>7.1</u>	<u>7.8</u>	<u>0.5</u>	<u>2.6</u>	<u>0.7</u>	<u>0.6</u>	<u>0.6</u>	<u>0.3</u>	<u>9.7</u>
	472	20.2	0.8	26.2	7.7	5.3	15.2	6.5	517.0

Примечание: над чертой – численность, под чертой – биомасса.

Средняя численность зоопланктона реки в черте города в летний период составляла 2 тыс.экз./м<sup>3</sup> при биомассе – 10 мг/м<sup>3</sup> (табл. 2). Минимальное обилие регистрировалось на участках, где увеличивалась скорость течения (ст. 3, 8), и на участках вблизи водовыпусков (ст. 5, 6). Наибольшие численность и биомасса характерны для веслоногих ракообразных (табл. 1). Увеличение обилия кладоцер отмечалось лишь в отдельные периоды наблюдений за счет *Moina brachiata*, *Daphnia galeata*. Сравнительно высокой плотности в водотоке достигали коловратки (табл. 2). В разные периоды наблюдений доминантами были *Euchlanis meneta*, *E. dilatata*, *Keratella quadrata*, *Platylas quadricornis*, *Synchaeta* sp., *Rotaria* sp..

Сезонная динамика численности и биомассы зоопланктона на всех участках реки характеризовалась одним максимумом. При этом в верхнем течении реки наибольшее обилие зоопланктона регистрировалось в середине лета, а в черте города в конце апреля–начале мая. Температура воды в реке весной в черте города на 2–3<sup>0</sup>С выше, чем в верхнем течении, что и определяет высокую плотность зоопланктонов. В верхнем течении реки весной встречались почти исключительно циклопы и их науплиусы, в черте города до 30%

общей численности формировали кладоцеры (*Bosmina longirostris*, *Daphnia galeata*). Наибольшая биомасса зоопланктона в реке наблюдалась летом. Основу биомассы зоопланктона составляли веслоногие ракообразные. В городе на многих участках реки в середине лета при снижении уровня воды и интенсивном развитии синезеленых водорослей регистрировалось значительное снижение обилия зоопланктона. В конце лета в реке повсеместно увеличивалась биомасса кладоцер благодаря развитию *Daphnia galeata* и *Moina brachiata*.

Выполненные исследования показали, что зоопланктон р. Содема в черте г. Вологда представляет собой полностью трансформированное сообщество. Состав и структура сообществ, характерные для малоизмененных водотоков данного типа, наблюдались лишь на участках верхнего течения реки. В черте города выявлено значительное обеднение таксономического состава зоопланктона, низкое видовое разнообразие. В сообществе сохраняются лишь виды, адаптированные к высоким концентрациям в воде взвешенных и органических веществ, биогенных элементов. Преимущество получают активные хищники и собиратели-эврифаги. По числу видов преобладают коловратки и копеподы. Зоопланктон реки характеризуется низким обилием и доминированием веслоногих ракообразных. Из-за повышения температуры воды максимальная численность зоопланктона на многих участках наблюдалась весной. В межень при снижении уровня воды и интенсивном развитии зоопланктона обилие зоопланктона снижалось.

#### Список литературы:

1. Орнатский В.И. Медикотопография и санитарное состояние губернского города Вологды: Дис... докт. мед. – СПб: Типография департамента Уделов, 1888. – 163 с.
2. Доклад о состоянии и охране окружающей среды Вологодской области в 2021 году. – Вологда, 2022. – 264 с.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. – Л., 1982. – 33 с.
4. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495 с.
5. Коровчинский, Н.М., Котов, А.А., Синёв, А.Ю., Неретина, А.Н., Гарибян, П.Г. Ветвистоусые ракообразные (Crustacea: Cladocera) Северной Евразии. Т. II. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2021. – 544 с.
6. Балущкина, Е.В., Винберг, Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озёр. – Л., Зоологический институт АН СССР, 2010. – С. 58–72.
7. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.

### СТРУКТУРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЗАРОСЛЕЙ ТРОСТНИКА ЮЖНОГО ЧУДСКО-ПСКОВСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

К. Б. Михайлова

Псковский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 180007 г. Псков, ул. М. Горького, д. 13, kristina.pismo@yandex.ru

Представлены результаты изменения структурных показателей тростника южного за период с 2007 по 2019 гг. в зависимости от трофического статуса Чудско-Псковского озера.

Чудско-Псковский озерный комплекс по площади водной поверхности (3555 км<sup>2</sup>) принадлежит к числу крупнейших пресноводных водоемов Европы. Он состоит из трёх частей (озёр), различающихся по ряду лимнологических показателей: северной – Чудского (площадь 2611 км<sup>2</sup>, средняя глубина 8.3 м), южной – Псковского (708 км<sup>2</sup>, 3.8 м) и соединяющего их пролива – Теплого озера (236 км<sup>2</sup>, 2.5 м). Это трансграничный водоем, 56 % площади которого принадлежит России, 44 % – Эстонии. Южная часть Чудско-Псковского водоёма – Псковское озеро почти полностью располагается на территории Российской Федерации.

Трофический статус основных частей водоема различен. Псковское озеро считается гиперэвтрофным, Теплое озеро – переходящим к гиперэвтрофному, Чудское – эвтрофным [1].

По средним за сезон значениям индексов сапробности Чудско-Псковское озеро относится к β-мезосапробному типу, т.е. умеренно загрязненному органическим веществом. Для водоема характерны ежегодные колебания уровня режима.

Чудско-Псковское озеро и его водосборный бассейн – один из источников формирования нагрузки на Финский залив Балтийского моря. Фосфор и азот являются важнейшими биогенными элементами, от которых серьезно зависит уровень трофности (питательности) и продуктивность озера [1]. Средняя концентрация общего фосфора в поверхностном слое Псковского озера вегетационного периода 1997–2006 гг. составила 150 мкг/л, в Чудском – 40 мкг/л, в Теплом озере – 80 мкг/л. Средняя концентрация

общего азота в 1997 – 2006 гг была 102.8 мг/л в Псковском, 66.3 мкг/л в Чудском, 85.4 мкг/л в Теплом озере (Псковско–Чудское озеро, 2012). Наибольшее влияние на состояние озера с российской стороны оказывают две крупнейшие реки: Великая (водосбор 25 000 км<sup>2</sup>), впадающая в Псковское озеро и Эмайыги (водосбор 9960 км<sup>2</sup>), впадающая в Чудское озеро.

Многолетние данные показывают, что основной проблемой водной среды Чудско–Псковского озера является антропогенная эвтрофикация. Уровень биогенов, поступающих с водосборной поверхности (так называемая внешняя нагрузка питательных веществ) по–прежнему велик. Эвтрофикации водоема способствуют и выделение питательных веществ из донных отложений. Недавние исследования, проведенные в Эстонии показали, что внутренняя фосфорная нагрузка многократно превышает внешнюю фосфорную нагрузку на водоем [2]. На биологическую доступность питательных веществ влияют также и природные условия. Межгодовые колебания особенно характерны для Псковского озера в силу его гидро–морфологических особенностей (например, период водообмена).

С 2006 г. сотрудниками ПО ФГБНУ «Гос НИОРХ» (ныне Псковский филиал ФГБНУ «ВНИРО») в рамках Соглашения между правительствами Эстонии и России по сотрудничеству в области охраны и рационального использования трансграничных вод осуществляется экологический мониторинг Чудско–Псковского озера. В объекты изучения включены высшие водные растения, как один из важнейших компонентов экосистемы водоема.

Увеличение уровня трофии водоёмов всегда сопровождается их зарастанием. В зарастании берегов Чудско–Псковского озера основная роль принадлежит ассоциациям тростника южного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. et Steud., 1840. Наиболее распространены в озере 2 ассоциации тростника – *Phragmitetum australis* и *Heteroherboso – Phragmitetum australis*, встречающиеся на различных грунтах – торфянистом, песчаном и илистом.

Интенсивное зарастание тростником прибрежной зоны всех частей водоёма наблюдалось в 70–е годы прошлого столетия. Благоприятными условиями для этого служили: длительный период маловодной фазы (1963–1977 гг.), сокращение поголовья крупного рогатого скота – главного потребителя зелёной массы тростника, и увеличение биогенной нагрузки, приведшей к повышению уровня трофии всего водоёма.

В настоящее время заросли тростника южного в Псковском, Теплом и южной части Чудского распространены вдоль всей береговой линии, а также окружают многочисленные острова. Нет сплошных зарослей на восточном побережье и в северной части Чудского озера. Здесь тростник располагается вдоль берега только отдельными куртинами. Ширина зарослей колеблется от 50 до 1000 м (чаще всего 150–300 м) и зависит, в первую очередь, от ширины отмели. Глубина, на которой встречается в озере тростник, изменяется от 0.5 до 1.6 м.

Пространственные различия в продуктивности и плотности зарослей тростника определяются особенностями местообитаний (характером грунта и динамичностью водной массы) и зависят от количества биогенных элементов в воде [3].

Целью настоящего исследования было изучение структурных характеристик сообществ тростника южного Псковского озера в современный период в условиях повышенного уровня трофии и ежегодных колебаний уровня воды в водоеме.

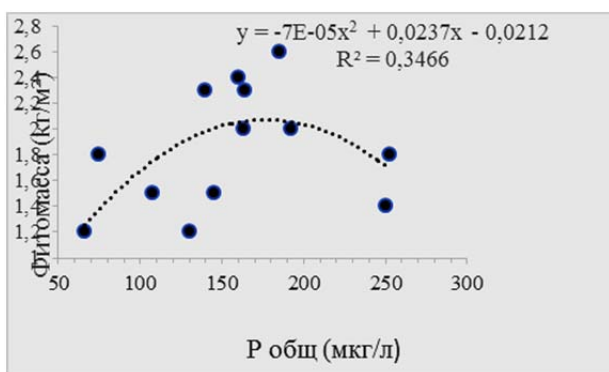
Исследование водной растительности на российской стороне Чудско–Псковского озера проводилось в период с 2007 по 2019 гг. в конце июля – начале августа на 18 стационарных станциях (10 станций в Псковском озере и 8 в Чудском). Исследованные станции располагаются на двух основных типах мелководий – прибрежные открытые мелководья (12 станций) и прибрежные защищенные мелководья (6 станций). В монодоминантных зарослях тростника южного проводили отбор укосов с помощью стандартной учетной рамки площадью 0.25 м<sup>2</sup>. В лабораторных условиях были выполнены определения фитомассы (абсолютно–сухой вес), числа побегов, длины надземной части побегов и диаметра побегов в самом толстом месте нижнего междоузлия. Пробы воды для определения концентрации биогенов отбирались в литоральной зоне начиная с 2017 г только в Псковском озере.

Как правило, в годы низкого уровня воды наблюдается подъем концентрации  $P_{общ}$ . Азота, как правило, больше в многоводные годы как в Чудском, так и Теплом озерах [2].

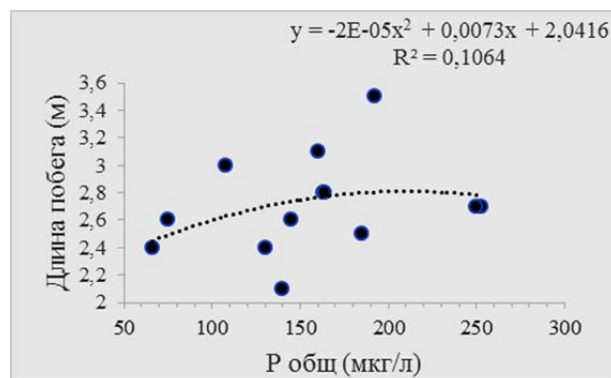
Начиная с 2017 г. эстонские исследователи определяют концентрации биогенов в литоральной зоне Чудского и Теплового озер (эстонская сторона) параллельно с исследованиями макрофитов. Наблюдаются тенденции к повышению концентрации  $N_{общ}$  в многоводные годы, а концентрации  $P_{общ}$  – в годы пониженного уровня воды [2].

Изменение структурных показателей зарослей и морфологических характеристик побега тростника в зависимости от трофического статуса литорали Псковского озера оценивалось при помощи регрессионного анализа.

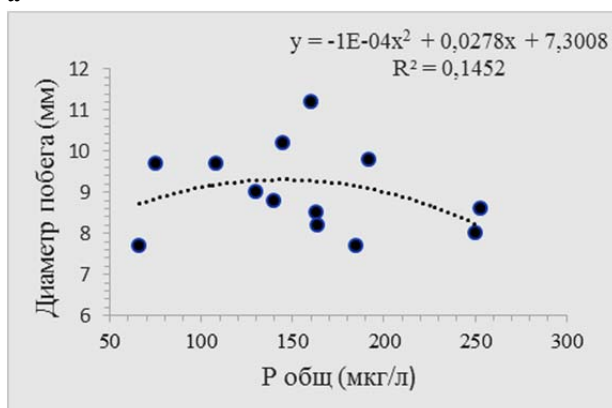
Фитомасса зарослей, длина и диаметр побега увеличивались с увеличением концентрации фосфора. (рис. 1). Однако, при высоких концентрациях  $P_{общ}$  продуктивность зарослей и морфологические показатели побега тростника снижались.



а



б



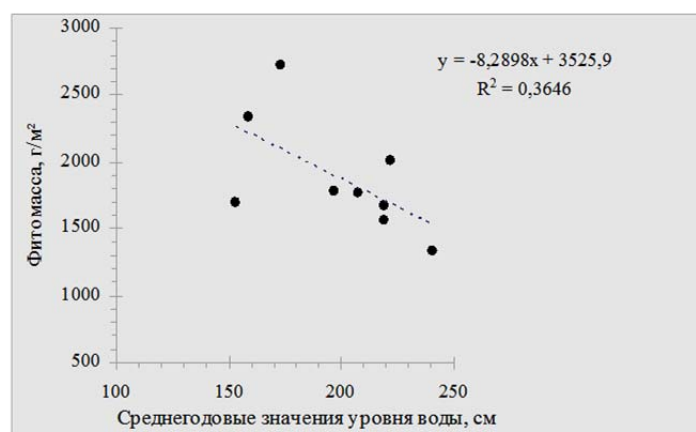
в

**Рис. 1.** Зависимость фитомассы (а), длины надземной части побега (б) и диаметра побега (в) тростника южного от концентрации  $P_{\text{общ}}$ .

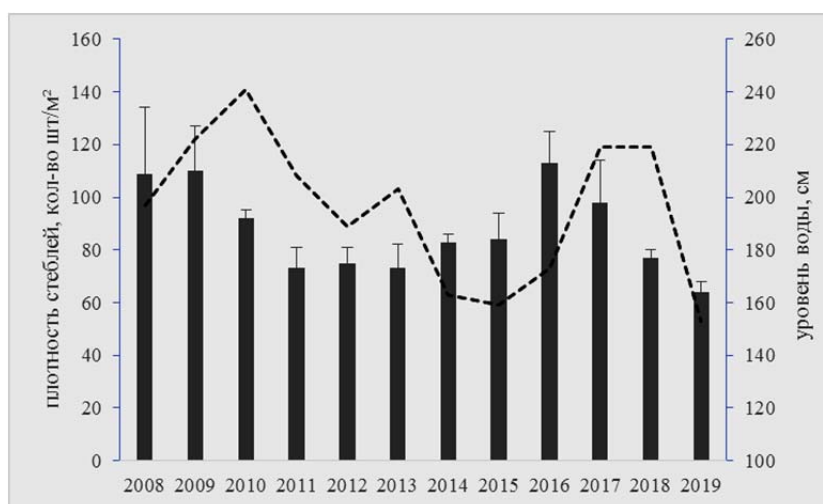
В целом, в полученных нами регрессионных моделях, отмечена низкая доля объясненной изменчивости ( $0,11 < R^2 < 0,35$ ), что свидетельствует о важнейшем влиянии других экологических факторов на структурные характеристики тростника.

По литературным данным, подъем уровня сопровождается значительным снижением фитомассы и плотности зарослей тростника [4].

Чаще всего, повышение уровня воды в Псковском озере сопровождается уменьшением значений надземной биомассы сообществ тростника. В маловодные годы наблюдается некоторое увеличение этого показателя (рис. 2).



**Рис. 2.** Зависимость средних значений надземной биомассы (в абсолютно сухом виде) тростника от среднего уровня воды в Псковском озере (2007–2019 гг.) Пунктирная линия – линия тренда (линейная).



**Рис. 3.** Средняя плотность зарослей тростника и уровень воды в Псковском озере в вегетационный период 2008–2017 гг. (средние и 95% доверительные границы).

Более плотные заросли характерны для маловодных лет, которые сопровождаются не только определённым повышением содержания биогенов, но и температуры воды. В настоящее время некоторые исследователи, изучающие процессы зарастания водохранилищ с переменным уровнем воды, считают, что увеличиваются не площади зарастания, а плотность и фитомасса растительных сообществ [5]. Плотность побегов тростника в разных частях водоёма различалась незначительно, более заметная разница этого показателя отмечена по годам (рис. 3).

Сравнение структурных показателей тростника в Чудско–Псковском озере представлено в таблице.

Таблица.. Структурные показатели зарослей *Phragmites australis* в 3-х частях Чудско–Псковского озера (российская сторона) ( 2007–2019 гг)

Показатели	Псковское	Теплое	Чудское
Длина генеративного побега (м)	3,1 ± 0,1 (2,2 – 3,8)	2,8 ± 0,2 (2,2 – 3,6)	2,4 ± 0,1 (1,5 – 3,3)
Диаметр побега (мм)	9,1 ± 0,2 (6,5 – 11,2)	8,7 ± 0,3 (6,6 – 11,6)	8,1 ± 0,3 (5 – 10,9)
Численность побегов (шт/м²)	92 ± 5 (42 – 164)	73 ± 9 (44 – 140)	97 ± 6 (52 – 156)
Биомасса надземной части побега (г)	22,4 ± 1,3 (9 – 38)	29,2 ± 6,2 (8 – 60)	16,1 ± 2,0 (3 – 26)
Фитомасса (г/м²)	1924 ± 93	2230 ± 487	1618 ± 136

Различия структурных показателей тростника хорошо коррелируют с трофическим статусом отдельных частей Чудско–Псковского озера. Доказано [6], что тростник в эвтрофных условиях развивает клоны с большими размерами листьев и соломин. Самые высокие структурные показатели тростника отмечены в Псковском озере, которое по содержанию фосфора относится к гипертрофным водоемам. Чудское озеро по этому показателю считается в настоящее время эвтрофным водоемом, а Теплое озеро занимает промежуточное положение.

#### Список литературы:

1. Псковско–Чудское озеро / Ред.: Т. Тимм, А. Раукас, Ю. Хаберман, А. Яани. Тарту, «Eesti Loodusfoto», 2012. 472 с.
2. Tammeorg O., Hoppila J., Tammeorg P., Haldna M., Niemisto J. Internal phosphorus loading across a cascade of three eutrophic basins: a synthesis of short- and long-term studies // Science of the Total Environment 572, 2016. P. 943–954.
3. Lenssen J. P. M., Menting F. B. J., van der Put- ten W. H., Blom C. W. P. M. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species // Aquat. Bot. 1999. Vol. 64. P. 151–165.
4. Schneider K., Dienst M., Ostendorp W. Effects of the extreme flood in 1999 on the spatial dynamics and stand structure of the reed belts in Lake Constance // Limnologica. 2002. V. 32. P. 131–146.
5. Фёдорова Л.П., Сентищева С.В. Перспективы использования белого амура в мелиоративных целях в зарастающих заливах Иваньковского водохранилища // Рыбное хозяйство. 2014 Спецвыпуск. С.37–41.
6. Эйнон Л. О. Макрофиты в экологии водоёма М. 1992.



# ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ В УСЛОВИЯХ МЕХАНИЧЕСКОГО НАРУШЕНИЯ РУСЛА МАЛОЙ РЕКИ НА ПРИМЕРЕ РЕКИ КИЗИЛКОБИНКА В КРЫМУ

Г.А. Прокопов<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Крымский федеральный университет им. В.И. Вернадского (Институт Таврической академии)  
295007, Республика Крым, г. Симферополь, prokopov@sfuv.ru

<sup>2</sup>Федеральное государственное бюджетное научное учреждение "Научно-исследовательский центр пресноводной и солоноватоводной гидробиологии" 273003, Херсонская область, г. Херсон

В результате проведенного исследования выявлены нарушения, произошедшие при проведении гидротехнических работ в русле малой реки Кизилкобинка, которые выразились в обеднении и изменении видового состава и сокращения численности видов.

Малые реки в аридных регионах играют важную роль как средообразующий фактор. При этом эксплуатация водных ресурсов этих водотоков начинается, как правило, с самых истоков, что приводит к нарушениям речных экосистем.

Река Кизилкобинка (Краснопещерная) берёт начало в пещере Кизил-Коба, имеет площадь водосбора 21 км<sup>2</sup>, протяженность – 5 км, уклон реки составляет 48 м/км [1]. В верховьях реки, с целью сохранения природных комплексов в условиях регулируемой рекреации, в 2011 г. был организован ландшафтно-рекреационный парк «Урочище Кизил-Коба» (ЛРП) на территории 102 га.

В пределах зоны регулируемой рекреации ЛРП в русле реки Кизилкобинка были проведены гидротехнические работы: сооружены дамбы и пруды, отсыпаны склоны дамб, прудов. В результате образовалось два водоема, верхний, длиной – 71 м, шириной – 7,5–9 м и нижний, соответственно, 33 и 15 м. Площадь последнего составила 0,06 га. Ориентировочная площадь донных биоценозов, нарушенных в результате строительства верхнего пруда составила 532 м<sup>2</sup>, а нижнего – 297 м<sup>2</sup>. Впоследствии данная деятельность была признана незаконной.

Исследования проводились в соответствии с «Постановлением о назначении комплексной судебно-строительной экспертизы в ходе проверки сообщения о преступлении» от 11 августа 2014 г. и письма на имя ректора Таврического национального университета им. В.И. Вернадского (сейчас – Крымский федеральный университет) Н.В. Багрова № 7/2415 «О проведении исследования в порядке ст. 144 УПК РФ». Для выяснения влияния изменения морфологии русла и гидрологического режима р. Кизилкобинка на сообщества донных организмов (макрозообентоса) был произведен отбор количественных проб бентосных организмов на четырех станциях: выше подтопленной части верхнего пруда, в верхнем пруду, в нижнем пруду и ниже плотины нижнего пруда. Пробы отбирались при помощи гидробиологического скребка с донной поверхности 25х25 см, фиксировались 4% формалином, далее обрабатывались с применением стандартных методик. Также отбирались качественные пробы. Численность организмов пересчитывалась на 1 м<sup>3</sup> и заносилась в таблицу.

В «Проекте организации территории, охраны и восстановления, рекреационного использования природных комплексов и объектов ландшафтно-рекреационного парка «Урочище Кизил-Коба» [2] отмечалось, что, «Основное воздействие на реку производится в результате массовых купаний, загрязнения сточными водами и бытовым мусором, в результате движения транспорта через реку, гидротехнических работ (изменение русла, водоотвод и устройство запруд), содержание домашней птицы непосредственно в русле реки» (с. 99–100 проекта). В связи с этим, было сказано, что «проведение любых работ в русле реки недопустимо. Зарегулирование русла, особенно в меженный период крайне негативно влияет на всю экосистему реки. В результате образуются застойные явления, вода лучше прогревается, водные организмы начинают страдать от гипоксии, в донных отложениях начинаются анаэробные процессы, приводящие к выработке сероводорода» (с. 102 проекта). Таким, образом, работы, проведенные в русле реки идут в разрез с рекомендациями «Проекта» и нарушают природоохранный режим территории ООПТ.

В результате исследований изменений среды обитания гидробионтов, произошедших в результате гидростроительства, было отмечено, что на запруженных участках снижается скорость течения: на момент исследования скорость течения в реке 0,2–0,3 м/с, в первом водоеме 0,14 м/с, в основном объеме образовавшихся водоемов течение практически отсутствует. Это приводит к аккумуляции взвешенных частиц и заилению дна. Кроме того, образовавшиеся водоемы характеризуются повышенной мутностью. При исследованиях 21.08.2014 была замерена температура воды на всех участках, где производился отбор проб. Соответственно, на фоновом участке температура составила +12°C, в верхнем пруду +13°C, в нижнем пруду и ниже плотины, соответственно по +21°C. Это значит, что на участке реки, протяженностью 110 м температурный скачок составил 9°. Такая высокая температура негативно скажется на некоторых представителях речной фауны, так для ручьевой форели +21°C это уже сублетальная температура.

Таксономический состав зарегистрированных организмов и их количество приведены в табл. 1. Численность размерных групп *Gammarus cf. balcanicus* на разных участках представлена в табл. 2.

Как видно и представленных таблиц, видовое разнообразие на исследованных станциях сильно различается. Так, на фоновом участке (первая станция) зарегистрировано 16 видов, на второй – 7, на третьей

– 4, на четвертой – 14 (рис. 1). Аналогичная картина наблюдается и с численностью организмов макрозообентоса, в расчете на 1 м<sup>2</sup> (рис. 2). При этом информационный индекс Шеннона, наиболее высокий на фоновом участке (I), закономерно снижается на двух следующих участках и возрастает на четвертом (табл. 1).

Таблица 1. Результаты учета организмов на пробных площадках

№	Название организма (систематической группы)	Численность организмов в точке отбора пробы (экз./м <sup>2</sup> )				Примечание
		I	II	III	IV	
1.	<i>Hydra</i> sp.	0	16	0	0	
2.	<i>Dugesia gonocephala taurocaucasica</i> Porfirieva	348	192	0	608	
3.	<i>Oligochaeta</i>	32	208	112	116	
4.	<i>Euglesa personata</i> (Malm)	4	0	0	0	
5.	<i>Gammarus cf. balcanicus</i> Schäferna	3656	2672	1580	3584	
6.	Ostracoda	0	0	1304	0	
7.	<i>Electrogena braaschi</i> (Sowa)	104	0	0	84	Эндемик
8.	<i>Baetis</i> sp.	784	0	0	32	
9.	<i>Agapetus ajpetriensis</i> Martynov	324	32	0	64	Эндемик
10.	<i>Tinodes valvatus</i> Martynov	36	0	0	0	
11.	<i>Plectrocnemia intermedia</i> Martynov	8	0	0	0	Эндемик
12.	<i>Silo alupkensis</i> Martynov	288	192	0	32	Эндемик
13.	Chironomidae gen. sp.	84	256	212	16	
14.	<i>Tabanus smirnovi</i> Olsufjev	0	0	0	32	Эндемик
15.	<i>Dicranota</i> sp.	0	0	0	16	
16.	<i>Dixa submaculata</i> Edwards	16	0	0	0	
17.	<i>Gyrinus paykulli</i> Ochs	56	0	0	52	
18.	<i>Hydraena</i> sp.	28	0	0	312	
19.	<i>Riolus</i> sp.	232	0	0	480	
20.	<i>Elodes</i> sp., larva	36	0	0	36	
	<b>Всего</b>	<b>6036</b>	<b>3568</b>	<b>3208</b>	<b>5464</b>	
	<b>Индекс Шеннона, бит</b>	<b>2,13</b>	<b>1,37</b>	<b>1,46</b>	<b>1,87</b>	
	<b>Индекс BBI</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	
	<b>Индекс BMWP</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	

Из табл. 1 видно, что при зарегулировании стока часть видов, наиболее чувствительных к изменениям среды обитания элиминируется. Прежде всего, это касается личинок амфибионтных насекомых – ручейников и поденок. В значительной степени страдают наиболее ценные с точки зрения уникальности и сохранения биоразнообразия эндемичные виды. Часть из них исчезают сразу, другие сначала снижают свою численность, а затем совсем пропадают. С другой стороны, на нарушенных участках увеличивается роль олигохет и комаров-звонцов – хирономид. Кроме того, на третьей станции массовое развитие получили ракушковые раки – остракоды, не зарегистрированные на других участках. Это, видимо, связано с освобождением экологических ниш в результате уничтожения местообитания. При этом численность гаммарид везде остается относительно высокой.

Следует отметить, что изменился не только видовой состав и плотность населения бентосных организмов, но и структура популяции. Так, если посмотреть на размерную структуру экземпляров самого, казалось бы, толерантного вида – *Gammarus cf. balcanicus*, выясняется, что при относительно высокой численности, на третьей стадии практически отсутствуют особи средних и мелких размеров (табл. 2, рис. 3), что свидетельствует о том, что в нижнем пруду размножение гаммарид не происходит. Вероятнее всего взрослых особей сносит течением, а отчасти они самостоятельно сюда мигрируют. С другой стороны, доминирование на четвертой станции мелких и средних форм может свидетельствовать о возможном их перемещении с нарушенного участка.

Изменилась структура и экосистемы ниже плотины нижнего пруда. Так, там возросла роль двукрылых, появились личинки слепней (табанид), увеличилась численность жесткокрылых. Это связано, прежде всего, с повышенным поступлением взвешенных веществ,

Для анализа экологического состояния экосистем четырех выделенных участков были использованы два биотических индекса – бельгийский биотический индекс (BBI) и биологический индекс рабочей группы контроля (BMWP). Ранее было показано, что эти индексы проявили достаточно высокую степень чувствительности в условиях Крыма и показали высокую степень корреляции с некоторыми показателями,

иллюстрирующими уровень антропогенной освоенности территории [3]. Градации индексов и их интерпретация приведены в табл. 3, а результаты расчета индексов в табл. 1.

Результаты расчета показали, что в местах, где речной сток зарегулирован состояние экосистемы критическое, что отражает последствия проведенных гидротехнических работ.

Таким образом, мы можем констатировать, что природным комплексам ландшафтно–рекреационного парка «Урочище Кизил–Коба» нанесен значительный урон.

Федеральными органами государственной власти РФ был принят ряд методик и такс исчисления размера вреда организмам и местам их обитания. В данном случае применение ряда методик существенно ограничено, поскольку на преобразованном участке не были зарегистрированы виды, внесенные в Красную книгу РФ. Красная книга Республики Крым на стадии формирования. При воздействии на водные объекты основное внимание уделяется различным видам загрязнения, последствиям же гидростроительства уделяется лишь незначительное внимание. В результате гидротехнических работ в воду поступило значительное количество взвешенных веществ, оценить объем и массу которых не представляется возможным.

Таблица 2. Численность *Gammarus cf. balcanicus* разных размерных категорий на исследованных участках

Размерные группы	Численность, экз/м <sup>2</sup>			
	I	II	III	IV
Крупные	972	640	1580	864
Средние	1324	1120	–	1140
Мелкие	1360	912	–	1580
Всего	3656	2672	1580	3584

Таблица 3. Значения величин биотических индексов и их интерпретация

Число баллов (индекса BBI)	Значение индекса BMWP	Качество воды	Цвет при картировании
9 – 10	1	Высокое (Исключительное)	Голубой
7 – 8	2	Хорошее (Очень хорошее)	Зеленый
5 – 6	3	Посредственное (Хорошее)	Желтый
3 – 4	4	Плохое (Невысокое)	Оранжевый
1 – 2	5	Очень плохое (Плохое)	Красный

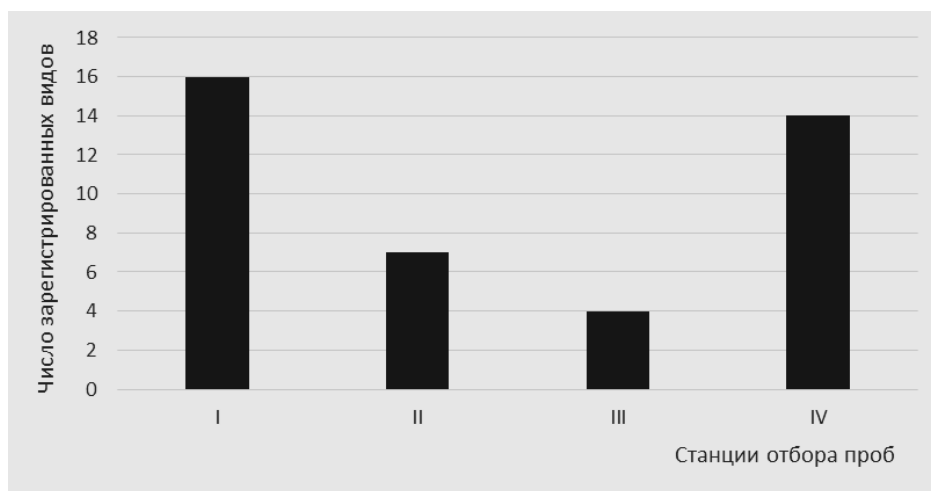
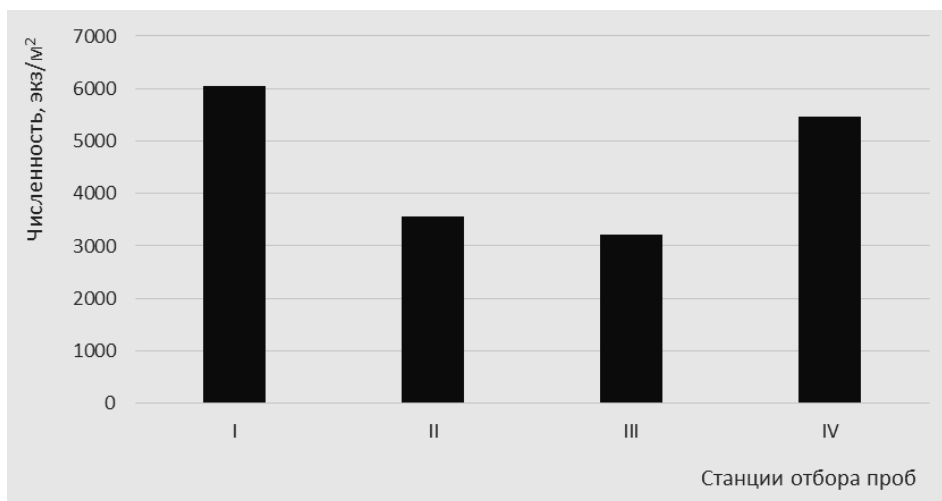
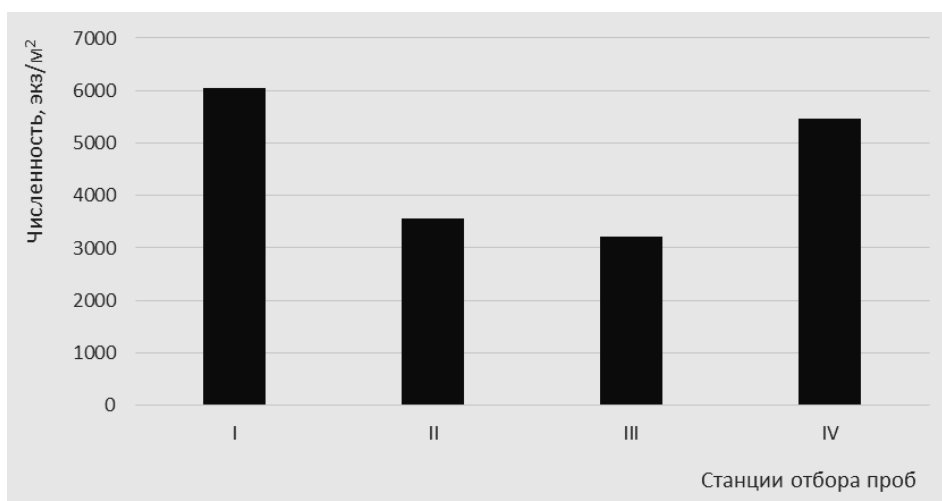


Рис. 1. Уменьшение числа видов на участках с зарегулированным стоком.



**Рис. 2.** Снижение численности организмов на преобразованных участках.



**Рис. 3.** Размерные категории *Gammarus cf. balcanicus* на разных участках.

Для исчисления ущерба наиболее функциональной представляется методика в соответствии с Приказом МПР РФ от 28.04.2008 № 107 «Об утверждении методики исчисления размера вреда, причиненного объектам животного мира, занесенным в Красную книгу Российской Федерации, а также иным объектам животного мира, не относящимся к объектам охоты и рыболовства и среде их обитания». Основной проблемой ее применения является направленность на расчет ущерба почвенной фауне. О водной фауне речь не идет. Но можно сделать расчет по принципу аналогий. Здесь мы исходим из того, что произошло разрушение местообитаний животных, т.к. согласно приложению 1 методики, ущерб беспозвоочным определяется исходя из площади нарушенных местообитаний, а не из числа потенциально уничтоженных особей.

Данные для расчёта в соответствии с приведёнными нормативами представлены в табл. 1. Площадь нарушенных местообитаний также известна. В результате сумма ущерба водным беспозвоочным, оказанного в результате проведённых работ составила 273 570 руб.

В результате экспертизы, проведенной на территории ландшафтно-рекреационного парка «Урочище Кизил-Коба» был зарегистрирован ряд нарушений в виде строительства прудов и проведения водовода, осуществленных без подготовки соответствующих проектов и утверждения в природоохранных органах. Часть работ была проведена в разрез с рекомендациями, изложенными в «Проекте организации территории, охраны и восстановления, рекреационного использования природных комплексов и объектов ландшафтно-рекреационного парка «Урочище Кизил-Коба».

Строительство дамб, углубление дна и образование прудов привело к изменению гидрологического режима и характера субстрата. Так, скорость течения снизилась с 0,2–0,3 м/с до 0, температура от фоновой станции отбора проб до нижней станции увеличилась на 9°, что для горных рек, к каковым относится

Кизилкобинка, очень много. В водоемах наблюдается повышенная мутность воды и заиливание донных субстратов.

Исследование влияния произошедших изменений на донную фауну показало, что на преобразованных участках резко упало число видов, исчезли прежде всего эндемичные виды, чувствительные к воздействию. Уменьшилась в целом плотность гидробионтов из расчета на 1 м<sup>2</sup>. Расчет биотических индексов ВВИ и ВМWP показал, что в результате воздействия экосистемы преобразованных участков оказались в критическом состоянии.

#### Список литературы:

1. Поверхностные водные объекты Крыма (справочник) / А.А. Лисовский, В.А. Новик, З.В. Тимченко, З.Р. Мустафаева. – Симферополь: Рескомводхоз АРК, 2004. – 114 с.
2. Проект организации территории, охраны и восстановления, рекреационного использования природных комплексов и объектов ландшафтно-рекреационного парка «Урочище Кизил-Коба»: Отчет о НИР (заключит.) / ИП Лычак; Руководитель А.И. Лычак. – Симферополь, 2012 г. – 272 с. – Отв. исполн. Г.А. Прокопов, А.Н. Рудык, Д.В. Епихин.
3. Прокопов Г.А., Темная Т.Г., Рыбачук А.В. Оценка влияния степени трансформации поверхности водосбора на качество воды малых рек северного макросклона Крымских гор // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Биол. – 2010. – № 2 (43). – С. 412–415.

### ВЛИЯНИЕ ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ «ЦВЕТЕНИЙ» ВОДЫ НА СТРУКТУРУ И ДИНАМИКУ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ КУРШСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

А.С. Семенова<sup>1,2</sup>, О.А. Дмитриева<sup>1,3</sup>, Е.Ю. Казакова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Атлантический филиал «ВНИРО» (АтлантНИРО), 236022, г. Калининград, , a.s. semenowa@mail.ru

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н

<sup>3</sup>Институт Океанологии им П.П. Ширшова РАН, 117997, Москва, , phyto@yandex.ru

Исследована структура и динамика планктонных сообществ прибрежной зоны Куршского залива в 2017–2021 гг. Ежегодные цианобактериальные «цветения» воды негативно сказывались на состоянии всей экосистемы, в зоопланктоне возрастала доля мертвых особей, вода в период «цветений» оказывала острое токсическое воздействие на планктонные тест-организмы.

Куршский залив – это пресноводная лагуна в юго-восточной части Балтийского моря. Водоем относится к одним из наиболее крупных и высокопродуктивных в Калининградской области. Ежегодно в летний период в Куршском заливе регистрируют различные по своей интенсивности цианобактериальные «цветения» воды. Установлено, что в пресноводных водоемах 70% цианобактерий являются токсигенными. Даже виды, которые не образуют токсины, могут иметь гены, кодирующие их синтез. В Куршском заливе микроцистин-продуцирующими таксонами с установленной токсикогенностью являются представители рода *Microcystis* и *Planktothrix agardhii* [1]. В период цианобактериальных цветений воды может значительно возрастать доля мертвых особей в зоопланктоне. Поэтому этот показатель может выступать как индикатор подобного вида воздействия. Наиболее сильный негативный эффект может оказываться на планктонных Cladocera. Влияние токсинов цианобактерий на организмы зоопланктона можно также успешно выявлять, используя методы биотестирования.

Целью работы было изучение структуры и динамики планктонных сообществ Куршского залива, в особенности в период цианобактериальных «цветений» воды и оценке их влияния на состояние зоопланктона.

Изучение фитопланктона и зоопланктона проводили в 2017–2021 гг. в прибрежной зоне российской части Куршского залива в районе научно-экспериментальной базы АтлантНИРО (далее НЭБ). Пробы планктона отбирали ежемесячно (с января по декабрь) на двух стандартных станциях: станция НЭБ–1 расположена в более глубоководной части водоема (глубина 3 м) на удалении 500 м от берега за поясом макрофитов, станция НЭБ–2 – в прибрежной мелководной литоральной зоне (глубина 0,5 м), окруженной поясом макрофитов. Для получения 0,5 литровой пробы фитопланктона воду, сливали в пластиковую емкость соответствующего объема. Консервировали фиксатором, составной частью которого является раствор Люголя. Сгущение проб выполняли седиментационным методом И.П. Усачева. Количественную обработку проб осадочного фитопланктона залива проводили по общепринятой методике в камере "Учинская", объемом 0,01 мл. К доминирующим были отнесены виды, биомасса которых превышала 10 % суммарной биомассы фитопланктона [2]. Пробы зоопланктона отбирали батометром объемом 5–6 л с трех горизонтов или мерным ведром. Для концентрации зоопланктона использовали планктонную сеть с мельничным газом № 70. Пробы фиксировали 40% формалином с сахарозой до конечной концентрации в пробе 4%. С целью дифференциации на живых и мертвых особей зоопланктон окрашивали 7,5 % раствором

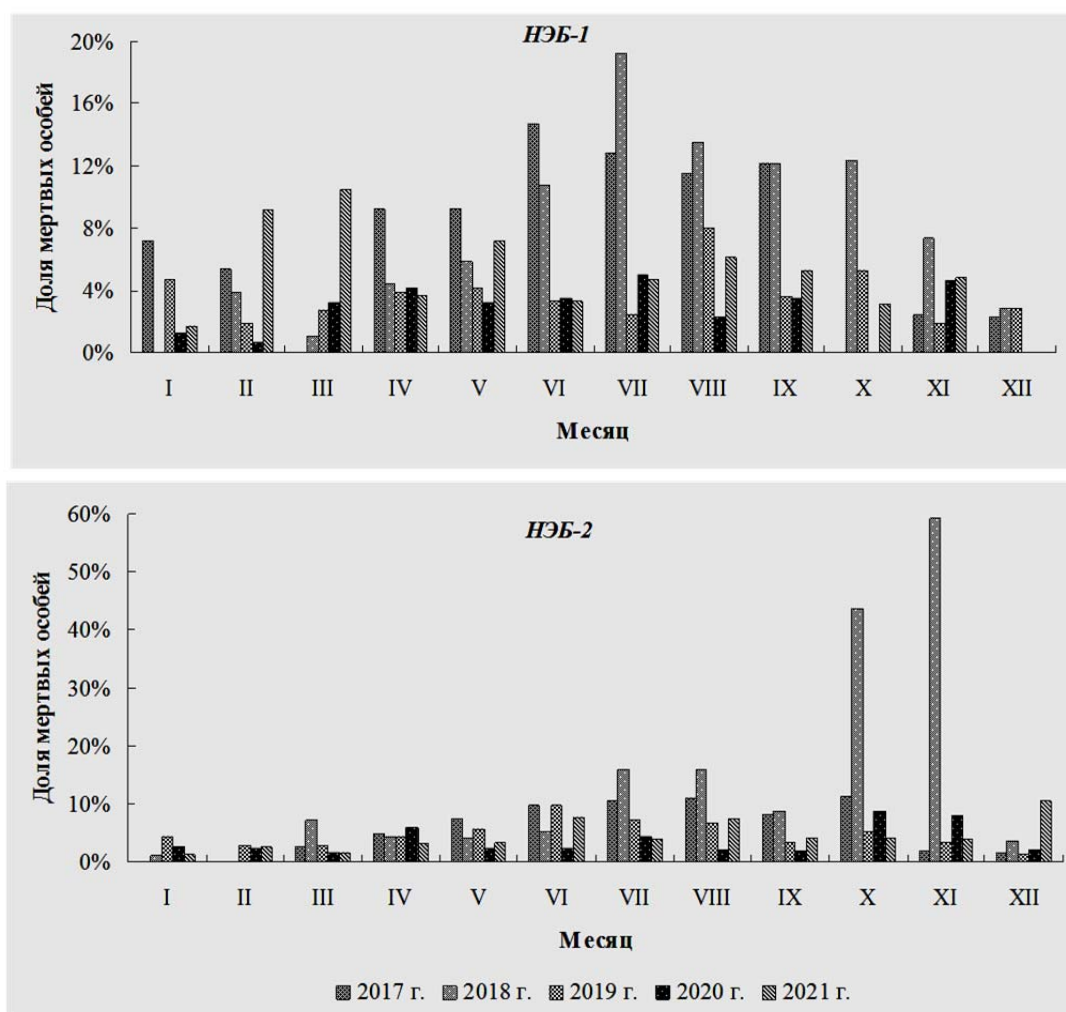
анилинового голубого красителя [3, 4]. Окрашивание зоопланктона производили сразу же после его отбора, что исключало дополнительную гибель зоопланктеров в результате транспортировки проб.

Кроме стандартного изучения планктонных сообществ в природе было выполнено лабораторное биотестирование воды, отобранной на более глубоководной станции НЭБ–1. После отбора воду фильтровали через обеззоленные фильтры (белая лента), помещали в бутылку из пищевого пластика (объемом 1 л) с плотно закручивающейся крышкой для исключения попадания кислорода. До начала биотестирования пробы хранили в холодильнике при температуре 2–4°C. Биотестирование проводили на тест-организмах *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, 1901 и *Daphnia magna* Straus, 1820. На обоих видах проводили как острые, так и хронические эксперименты согласно аттестованным методикам определения токсичности воды ФР.1.39.2007.03221, ФР.1.39.2011.09714, ФР.1.39.2007.03222 и ФР.1.39.2015.19999. Гибель не менее 50% рачков за 48 ч (для *Ceriodaphnia affinis*) или 96 ч (для *Daphnia magna*) в исследуемой воде служила критерием острой токсичности (при условии, что в контроле уровень их гибели не превышала 10%). Критерий хронической токсичности – гибель 20% и более тест-организмов и достоверное отклонение в плодовитости по сравнению с контролем за время эксперимента [5, 6].

В составе сообществ фитопланктона всего было выявлено 450 таксонов рангом ниже рода. Большим таксономическим разнообразием отличались отделы Chlorophyta, Bacillariophyta и Cyanoprocariota. На станции НЭБ–1 число выявленных таксонов – 306 было меньше таковых – 359 на станции НЭБ–2. Структура доминирующего комплекса на станции в зарослях макрофитов и в открытой части залива отличалась незначительно. Во все сезоны основным доминирующим видом на всех станциях была диатомея *Actinocyclus normanii*. Основными доминантами зимой и весной были *Aulacoseira islandica*, *Stephanodiscus astraea*, летом и осенью – *Aphanizomenon flos-aquae*, *Limnithrix redekei*, *Planktothrix agardhii*, *Limnithrix redekei*. Сезонная динамика фитопланктона Куршского залива характеризовалась весенним максимумом с преобладанием диатомовых водорослей и более выраженным летним максимумом с доминированием цианобактерий и диатомей. Как на НЭБ–2, так и на НЭБ–1 соотношение доминирующих групп в течение сезона было сходным, однако уровень количественного развития фитопланктона на НЭБ–2 был ниже. Значения средней за сезон биомассы в 2017–2021 гг. на станции НЭБ–1 варьировали от 15 до 51 г/м<sup>3</sup>, составляя в среднем 36 г/м<sup>3</sup>. На станции НЭБ–2 средняя за сезон биомасса изменялась от 9.7 до 94 г/м<sup>3</sup>, среднее значение было 32 г/м<sup>3</sup>. Необходимо отметить, что в 2018 г. отмечался нагон и скопление водорослевых масс в зарослях макрофитов, в результате чего биомасса в октябре была 627.0 г/м<sup>3</sup> и в ноябре – 326.3 г/м<sup>3</sup>. В период нагонных явлений в фитопланктоне доминировал *Aphanizomenon flos-aquae* формируя более 90% биомассы фитопланктона. Без учета нагонных явлений средняя биомасса на станции НЭБ–2 составила 17 г/м<sup>3</sup>.

Численность клеток потенциально-токсичных (ПТ) таксонов цианопрокариот характеризовалась значительной межгодовой изменчивостью. Ее наибольшие значения во все года регистрировались на станции НЭБ–1. В августе 2018 г. на НЭБ–1 отмечался максимум этого показателя – 161 млрд. кл/м<sup>3</sup>, который в основном был сформирован массовым развитием таксонов рода *Microcystis*. Ежегодно, особенно с мая по сентябрь, численность ПТ таксонов превышала уровень, представляющий угрозу при использовании водоемов в рекреационных целях – 20 млрд. кл/м<sup>3</sup>. Уровень развития ПТ таксонов на станции НЭБ–2 был существенно ниже и превышал норматив ВОЗ в течение года только в апреле, июле, августе и сентябре отдельных лет.

В период исследований в зоопланктоне было найдено 80 видов, из них наибольшее число относилось к коловраткам (44), меньшим числом видов были представлены ветвистоусые (17) и веслоногие (19) ракообразные. На станции НЭБ–1 было встречено 55 видов, на станции НЭБ–2 – 71 вид. Во все сезоны на обеих станциях среди доминирующих были отмечены только 2 вида коловраток: *Keratella cochlearis* и *Keratella quadrata*. Все другие виды изменялись по сезонам и станциям. В 2018 г., когда была отмечена максимальная интенсивность развития фитопланктона, в зоопланктоне была максимальна доля видов-индикаторов эвтрофных условий: *Chydorus sphaericus* и *Bosmina coregoni* f. *thersites*. Из состава доминантов на станции НЭБ–1 выпал *Eudiaptomus graciloides*. В 2020 г., когда интенсивность развития фитопланктона была минимальна, *Chydorus sphaericus* и *Bosmina coregoni* f. *thersites*, наоборот, выпадали из состава доминантов и в их число на станции НЭБ–1 вошла *Daphnia galeata*, а на станции НЭБ–2 – *Sida crystallina*, *Daphnia galeata* и *Eucyclops serrulatus*. В целом по осредненным за 2017–2021 гг. данным пик численности на станциях НЭБ–1 и НЭБ–2 отмечался в апреле, ярко выраженный пик биомассы на станции НЭБ–1 – в июне. На станции НЭБ–2 ярко выраженного пика биомассы отмечено не было. Количественные показатели зоопланктона на станции НЭБ–1 всегда были выше, чем на прибрежной станции НЭБ–2, при этом средняя за год численность была выше на станции НЭБ–1 – в 1.2–4.3 раза, тогда как биомасса – в 2.1–16.2 раза. Средняя за год численность зоопланктона на станции НЭБ–1 колебалась от 184.5 до 397.0 тыс. экз./м<sup>3</sup>, на станции НЭБ–2 – от 61.5 до 195.6 тыс. экз./м<sup>3</sup>. Максимальные средние за год значения численности на обеих станциях были отмечены в 2019 г., минимальные – на станции НЭБ–1 – в 2017 г., на станции НЭБ–2 – в 2021 г. Средняя за год биомасса зоопланктона на станции НЭБ–1 колебалась от 1.17 до 2.87 г/м<sup>3</sup>, на станции НЭБ–2 – от 0.07 до 0.77 г/м<sup>3</sup>. Максимальная средняя за год биомасса на станции НЭБ–1 была в 2018 г., на станции НЭБ–2 – в 2017 г. Минимальная средняя за год биомасса на станции НЭБ–1 была в 2019 г., на станции НЭБ–2 – в 2021 г.



**Рисунок.** Доля мертвых особей зоопланктона в Куршском заливе на станции НЭБ-1 и на станции НЭБ-2 в 2017–2021 гг.

Доля мертвых особей в зоопланктоне Куршского залива в период исследований изменялась в широких пределах. На станции НЭБ-1 – от 0.6 до 19.2% от численности и от 0.1 до 14.8% от биомассы зоопланктона. На станции НЭБ-2 – от 1.0 до 59.3% и от 0.1 до 53.2% от численности и биомассы зоопланктона (рисунок). На станции НЭБ-1 на протяжении периода исследований доля мертвых особей, как правило, не превышала 5–7%. Повышенные доли мертвых особей (до 11–19% от численности) были отмечены в 2017 г. с июня по октябрь и в 2018 г. – с июля по октябрь. Максимальные доли мертвых особей от численности и биомассы зоопланктона для станции НЭБ-1 были зафиксированы в июле 2018 г. В этот период максимальные доли мертвых особей были отмечены для ветвистоусых ракообразных *Chydorus sphaericus* (26%) и *Daphnia galeata* (37%), а также науплиусов Cyclopoida (30%) и Calanoida (40%). На станции НЭБ-2 доля мертвых особей, также как и на станции НЭБ-1, на протяжении периода исследований редко превышала 5–7%. Повышенные доли мертвых особей были отмечены в июле–августе 2017 и 2018 гг.: 10–11 и 16% от численности зоопланктона, соответственно. Максимальные доли мертвых особей на станции НЭБ-2 были зафиксированы в осенний период 2018 г., в период нагонов и составляли в октябре 43.7 и 45.2%, в ноябре – 59.3 и 53.2% от численности и биомассы зоопланктона. В этот период наблюдалась высокая доля мертвых особей во всех таксономических группах зоопланктона, в особенности среди ветвистоусых ракообразных и коловраток: *Keratella quadrata* (62–66%), *Kellicotia longispina* (50–72%), *Daphnia galeata* (67–95%), *Chydorus sphaericus* (51–70%), а также для науплиусов Cyclopoida (40–60%) и Calanoida (65–80%) и *Eudiaptomus graciloides* (49–100%). Для ряда видов (*Euchlanis dilatata*, *Bosmina coregoni* f. *thersites*, *Cyclops kolensis* и др.), которые были встречены в этот период, доля мертвых особей не достигала таких высоких величин. В 2017–2019 гг. была выявлена положительная корреляционная зависимость между долей мертвых особей на станции НЭБ-1 и биомассой *Microcystis* ( $R^2=0.36$ ). Наиболее высокие коэффициенты корреляции отмечены в 2018 г. ( $R^2=0.47$ ) и 2019 г. ( $R^2=0.51$ ), тогда как в 2020–21 гг. такая связь отсутствовала. Для НЭБ-2 связи доли мертвых особей с биомассой *Microcystis* не выявлено, но отмечена положительная связь доли мертвых особей и биомассы цианобактерий. Особенно сильная связь была в 2018 г. ( $R^2=0.71$ ). В целом по осредненным за год данным максимальные величины доли мертвых

особей были отмечены в 2017–2018 гг., минимальные – в 2020 г. Максимальные величины в период «цветения» – в 2018 г., минимальные – также в 2020 г.

Наиболее сильное отрицательное воздействие на планктонные тест-организмы, проявляющееся в острой токсичности или острой токсичности в ряду поколений, вода из Куршского залива оказывала с июня по сентябрь–октябрь 2017–2018 гг. Также негативным воздействием было при подавлении плодовитости в опыте, что в основном отмечалось в ряд летних и осенних месяцев 2017–2019 гг. и 2021 г. В остальные периоды воздействие было стимулирующим или не было отмечено (таблица).

Таблица. Результаты биотестирования воды Куршского залива на *Ceriodaphnia affinis* и *Daphnia magna* в 2017–2021 гг.

Месяц	<i>Ceriodaphnia affinis</i>					<i>Daphnia magna</i>				
	2017 г.	2018 г.	2019 г.	2020 г.	2021 г.	2017 г.	2018 г.	2019 г.	2020 г.	2021 г.
январь			-		-			-		-
февраль			-		-			-		-
март			-					-		
апрель										
май										
июнь										
июль										
август										
сентябрь										
октябрь										
ноябрь		-			-		-			-
декабрь		-			-		-			-

-	Острого токсичного воздействия нет. Хронические опыты не проводились
	Нет воздействия (слабое стимулирование)
	Нет воздействия (слабое подавление)
	Хроническое токсическое воздействие (стимулирование)
	Хроническое токсическое воздействие (подавление)
	Острое токсическое воздействие в ряду поколений
	Острое токсическое воздействие

Таким образом, максимальная степень воздействия цианобактериальных «цветений» на организмы зоопланктона, проявляющаяся в возрастании доли мертвых особей в зоопланктоне и остром токсическом воздействии согласно результатам биотестирования, была зафиксирована в летне–осенний период 2017–2018 гг. В это время были отмечены наибольшие численности потенциально–токсичных таксонов цианопрокариот, превышающие норматив ВОЗ в июле–сентябре в 3–11 раз на НЭБ–1 и 1–6 раз на НЭБ–2, регистрировалась наибольшая биомасса видов рода *Microcystis* spp. и содержание токсинов в воде залива. В осенний период 2018 г. в период нагонных явлений в литоральной зоне были выявлены максимальные доли мертвых особей зоопланктона. Минимальная степень воздействия на зоопланктон была отмечена в 2020 г. В этот год были минимальны численности потенциально–токсичных таксонов и биомасса *Microcystis* spp. Доля мертвых особей в зоопланктоне в летне–осенний период также была минимальной. В этот период было зафиксировано лишь хроническое токсическое воздействие на тест–объекты, заключающееся в стимулировании рождаемости, связанное с повышенной продуктивностью воды Куршского залива или токсического воздействия не было отмечено.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» (№ 076–00004–23–00), государственного задания ИБВВ РАН № 121051100109–1: «Систематика, разнообразие, биология и экология водных и околотоводных беспозвоночных, структура популяций и сообществ в континентальных водах» и государственного задания ИО РАН им. П.П. Шишова (№ FMWE–2021–0007).



#### Список литературы:

1. Sidelev S., Zubishina A., Chernova E. Distribution of microcystin-producing genes in *Microcystis* colonies from some Russian freshwaters: Is there any correlation with morphospecies and colony size? // *Toxicon*. 2020. 184. P. 136–142.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
3. Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // *Журнал Сибирского Федерального университета. Сер. Биология*. 2008. №2. С. 145–161.
4. Seepersad B., Crippen R.W. Use of aniline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // *J. Fish. Res. Board Canada*. 1978. V. 35. № 10. P. 1363–1366.
5. ФР 1.39.2007.03221 Биологические методы контроля. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости перифитона. М.: Акварос, 2007. 56 с.
6. ФР 1.39.2007.03222 Биологические методы контроля. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2007. 51 с.

### ФИТОПЛАНКТОН СРЕДНЕЙ ОБИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Л.А. Семенова

Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 625023, г. Тюмень, *ecology@gosrc.ru*

Приведены результаты изучения фитопланктона средней Оби в период интенсивного развития нефтегазового комплекса. По теории экологической модификации ее состояние можно отнести к стадии «экологического прогресса» и происходящие изменения в экосистеме были обратимыми. Экосистема Оби самостоятельно справлялась с поступающим загрязнением, обладала устойчивостью и стабильностью.

Обь–Иртышский бассейн испытывает большую антропогенную нагрузку. Открытие крупных месторождений газа и нефти поставило регион в разряд важнейших топливно–энергетических баз страны. Опасность нефтяного, как и любого иного вида загрязнения, заключается в мобильности водной среды. Этим фактом определяется повсеместное загрязнение водных объектов даже в местах отсутствия нефтепромысловых работ. В связи с этим актуальной задачей является проведение мониторинговых исследований. Материалы, полученные в период интенсивного развития нефтегазового комплекса Западной Сибири, представляют несомненный интерес, имеют научную ценность и практическую значимость при оценке степени антропогенного воздействия на водную биоту и в частности, фитопланктон – один из важнейших элементов водных экосистем. Он является первопродуцентом органического вещества, важнейшим начальным энергетическим уровнем, участвует в процессах самоочищения, зачастую ему отводится определяющая роль в формировании качества воды и оценке состояния водоемов.

Комплексные исследования на р. Обь в среднем ее течении проводились в период открытой воды (май, июль, август) 1988–1989 гг. в районе г. Нижневартовск и г. Сургут.

Речные воды в период исследований по солевому составу маломинерализованные, гидрокарбонатного класса, кальциевой группы. По содержанию органических веществ характеризовались как слабо– и умеренно–загрязненные, содержание нефтепродуктов в воде превышало ПДК в 10–16 раз. Вода в более жаркие дни прогревалась в верхнем слое до 18–20 °С.

Отбор и обработку проб фитопланктона проводили по общепринятой в альгологии методике [1]. Определение видового состава проведено по консервированному материалу с использованием отечественных определителей из серии «Определитель пресноводных водорослей СССР», для идентификации видов диатомей готовились постоянные препараты.

Для более достоверного суждения об изменениях в биоценозах выполнена оценка сапробности вод по видовому составу фитопланктона, за основу взяты списки видов индикаторов сапробности [2]. Наряду с численностью, биомассой, обилием видов в качестве показателей загрязнения вод, перспективными могут быть индекс видового разнообразия и информационные индексы, поэтому был рассчитан индекс Шеннона по численности ( $H_N$ ), по биомассе ( $H_B$ ) и показатель сложности сообщества ( $H_m$ ) [3]. При возрастающей антропогенной нагрузке происходит смена видов с крупными размерами клеток на виды с мелкими размерами клеток [4]. Для выявления этого процесса рассчитан коэффициент пропорциональности между численностью и биомассой ( $N/B$ ). Уточнение видового состава и помощь в определении видов оказывались ведущими альгологами Сибири к. б. н. М.И. Ярушиной и к.б.н. Э.И. Валеевой.

Фитопланктон русла р. Обь представляет своеобразный комплекс альгологического населения, подвергнутого отбирающему действию течения, турбулентности и других факторов речного потока.

Таблица 1. Таксономическая структура (n – число таксонов) фитопланктона средней Оби по отделам.

Отдел	г. Нижневартовск		г. Сургут		Всего	
	n	%	n	%	n	%
Cyanophyta	10 (4)	11	11 (5)	12	14 (5)	12.9
Chrysophyta	1 (0)	1	2 (2)	2	3 (2)	2.8
Bacillariophyta	18 (18)	20	22 (21)	23	23 (21)	21.1
Xanthophyta	1 (0)	1	1 (0)	1	2 (0)	1.8
Dinophyta	1 (0)	1	2 (0)	2	2 (0)	1.8
Euglenophyta	1 (1)	1	2 (2)	2	2 (2)	1.8
Chlorophyta	58 (21)	65	56 (25)	58	63 (25)	57.8
Итого	90 (44)	100	96 (55)	100	109 (55)	100

Примечание: в скобках – число индикаторных видов – показателей сапробности

Таблица 2. Средняя численность (N, млн кл./л), средняя биомасса (B, мг/л) и сложность фитопланктонного сообщества средней Оби.

Общество с ограниченной ответственностью «Средний Обн.							
Год (разрез)	Месяц	N, млн кл./л	B, мг/л	N/B	$H_N$	$H_m$	Доминирующие группы, % от N и от B
					$H_B$		
г. Нижневартовск							
1989 (выше)	середина июля	4.89	1.85	2.6	3,3–3,9 2,5–3,2	4.7–5.2	Вас 61 N и 95 B, Cya 25 N, Chl 14 N
	конец августа	9.06	1.46	5.1	2,6–3,1 3,1–3,4	4.6–5.3	Вас 19 N и 81 B, Cya 63 N, Chl 18 N
1989 (ниже)	конец августа	11.99	2.33	5.1	2,7–3,9 3,3–3,8	3.1–5.6	Вас 17 N и 78 B, Cya 69 N, Chl 14 N
	г. Сургут						
1988 (выше)	середина июля	4,34	1.64	2.6	2,5–3,3 2,5–2,8	3.8–4.5	Вас 57 N и 95 B, Cya 37 N
	начало июня	0.72	0.84	0.9	2,8 2,5	4.25	Вас 93 N и 97 B
1988 (ниже)	середина июля	3.28	1.54	2.1	2,8–3,0 2,4–2,7	4.5–4.6	Вас 83 N и 94 B
	середина июля	9.18	3.61	2.5	2,8–4,0 2,1–3,1	5.1–5.4	Вас 75 N и 95 B, Cya 11 N, Chl 17 N
1989 (выше)	конец августа	13.49	2.42	5.6	3,2–3,3 3,3–3,6	5.3–5.7	Вас 27 N и 87 B, Cya 63 N, Chl 10 N
	середина июля	6.47	2.30	2.8	3,5–4,2 3,0–3,2	5.2–5.3	Вас 59 N и 83 B, Cya 19 N, Chl 22 N
1989 (ниже)	конец августа	13.73	2.80	4.9	2,9–3,6 2,9–3,5	5.5–5.6	Вас 27 N и 83 B, Cya 64 N, Chl 9 N

Растительный планктон района исследований флористически разнообразен, представлен различными экологическими группами, обитающими при довольно широком диапазоне температур. По количественным пробам идентифицировано 109 таксонов видового и подвидового рангов из 48 родов, 7 отделов: Cyanophyta (Cya), Chrysophyta (Chr), Bacillariophyta (Bac), Xanthophyta (Xan), Dinophyta (Din), Euglenophyta (Eug), Chlorophyta (Chl). Основную роль в сложении альгоценозов играли зеленые (63 таксона водорослей рангом ниже рода), диатомовые (23) и синезеленые (14) водоросли – 92 % от общего состава. Доля золотистых, желто-зеленых, динофитовых и эвгленовых не превышала 8 % (всего 9 таксонов).

Фитопланктон представлен широко распространенными и характерными для Оби водорослями, преобладали истинно планктонные виды с присутствием бентосных форм, виды космополиты и бета-мезосапробы, представители умерено загрязненных вод (табл. 1).

Уровень и динамика развития фитопланктона зависят от особенностей гидрохимического и гидрологического режимов, величины солнечной радиации, прочих экологических условий, складывающихся в каждом конкретном году. В таблице 2 приводятся количественные показатели развития и информационные показатели фитопланктонного сообщества средней Оби.

В начале июня (1988 г.) средняя численность фитопланктона в средней Оби была 0.72 млн кл./л, биомасса – 0.84 мг/л. Преобладали диатомовые (93 % N и 97 % B), из которых доминировали  $\alpha$ - и  $\beta$ -мезосапробы: *Asterionella formosa* Hass. (до 49 % N и 10 % B), *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. (до 14 % N и 41 % B), *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr. + et var. (до 29 % B), *Aulacosira italica* (Ehr.) Sim. + et var. (до 13 % N и 10 % B). Постоянными спутниками диатомей в толще воды были зеленые. Из остальных групп водорослей единичными экземплярами отмечены эвгленовые. В середине июля численность фитопланктона по годам изменялась от 3.28 до 9.18 млн кл./л, биомасса – от 1.54 до 3.61 мг/л. Ведущее место по-прежнему занимали

диатомовые водоросли (57–83 % N и 83–95 % B), доминантами выступали  $\alpha$ - $\beta$ - и  $\beta$ -мезосапробы: *A. italica* + et var. (до 59 % N и 60 % B), *Aulacosira granulata* (Ehr.) Sim. + et var. (до 32 % N и 46 % B). Возросла вегетация синезеленых. Зеленые водоросли достигли максимального развития (1.72 млн кл./л и 0.02 мг/л, 1989 г.), но из-за мелких размеров клеток, значение их в образовании фитомассы было не велико (до 13 %). Остальные группы водорослей играли незначительную роль. В конце августа численность фитопланктона колебалась от 9.06 до 13.73 млн кл./л, биомасса от 1.46 до 2.80 мг/л. В биомассе ведущими видами по-прежнему оставались диатомовые (78–87 %), главным образом  $\alpha$ - $\beta$ - и  $\beta$ -мезосапробы: *A. italica* + et var. (до 49 % B), *A. granulata* + et var. (до 21 % B), *S. ulna* + et var. (до 20 % B). Следует отметить дальнейшее усиление вегетации синезеленых (63–69 % N), значительную роль в сложении численности сыграл *Microcystis pulvereae* (Wood) Forti emend. Elenk. с разновидностями ( $\alpha$ - $\beta$ -,  $\beta$ -,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробы), который достиг наибольшего развития (5.8 млн кл./л, 1989 г.) и выступал в роли доминанта (до 60 % N). Широко представлены зеленые водоросли (до 18 % N). Прочие водоросли отмечены в небольшом количестве (до 2 % N). Таким образом, фитопланктон в среднем течении Оби характеризуется как диатомовый, так как по количественному развитию преобладали диатомовые водоросли. В меньшей степени вегетировали зеленые и синезеленые, хотя отмечены вспышки развития последних.

Проведена оценка сапробности вод по качественному составу фитопланктона. Распределение водорослей по зонам сапробности приведено в таблице 3.

Таблица 3. Распределение индикаторных видов водорослей средней Оби по отделам

Сапробность	Количество видов-сапробионтов						% от общего числа индикаторных видов
	Cya	Chr	Vac	Eug	Chl	Всего	
х			1			1	2
х-о			1			1	2
о		1	1		1	3	5
$\alpha$ - $\beta$ , $\beta$ - $\alpha$	1		6	1	2	10	18
$\beta$	3	1	9	1	22	36	65
$\beta$ - $\alpha$ , $\alpha$ - $\beta$	1		1			2	4
$\alpha$			2			2	4
Итого	5	2	21	2	25	55	100

Примечание: х – ксеносапробность (степень наиболее чистых вод); о – олигосапробность (очень слабая загрязненность);  $\beta$  – бета-мезосапробность (умеренная загрязненность);  $\alpha$  – альфа-мезосапробность (сильная загрязненность).

В фитопланктоне р. Обь обнаружено 55 индикаторных видов – показателей сапробности, что составляло 50% от общего числа таксонов водорослей, зарегистрированных в реке. Водоросли – сапробионты занимали довольно широкий спектр: от ксеносапробных до  $\alpha$ -мезосапробных. Большинство видов являются характерными для умеренно-загрязненной  $\beta$ -мезосапробной зоны (65% от индикаторных видов), показателей из других зон значительно меньше. Формы, приуроченные к полисапробной зоне, не отмечены. Присутствие  $\alpha$ -мезосапробов и незначительное наличие х- и х-олигосапробов, возможно, связано с антропогенным воздействием на экосистему средней Оби.

Наибольший удельный вес в биомассе давали  $\alpha$ - $\beta$ -,  $\beta$ - $\alpha$ - и  $\beta$ -мезосапробы. Средняя биомасса (до 3.61 мг/л, 1989 г.) водорослей за период исследований не превышала 5 мг/л. Из литературных данных [5] известно, что фитопланктон с биомассой, не превышающей 10–20 мг/л, способствует самоочищению воды, следовательно Обь в период интенсивного антропогенного воздействия пока еще самостоятельно справлялась с поступающим загрязнением. Самоочищающая способность в реках намного выше, чем в стоячих водоемах. Это связано со скоростью течения, перемешиванием водных масс и их разбавлением. Река в районах городов Нижневартовск и Сургут по составу индикаторных видов водорослей – умеренно-загрязненная, зона бета-мезосапробная, что вполне согласуется с литературными данными в начале развития нефтегазового комплекса [6].

Весьма чувствительной к условиям внешней среды является структура фитопланктона. Установлено, что фитопланктонное сообщество средней Оби в районе городов характеризовалось высоким видовым разнообразием ( $H_N$  до 4.2 и  $H_B$  до 3.8) и относилось к сложноорганизованному сообществу ( $H_m$  3.1–5.7), следовательно экосистема реки обладала относительной устойчивостью и стабильностью. При антропогенном воздействии на экосистему водоема происходят изменения в структуре фитопланктонных сообществ – смена видов с крупными размерами на виды с мелкими размерами. В период освоения нефтегазовых месторождений в планктоне в теплый период пышно вегетировала синезеленая водоросль *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ( $\beta$ ) [6], в период интенсивного освоения – мелкоклеточная синезеленая водоросль – *M. pulvereae* с разновидностями ( $\alpha$ - $\beta$ -,  $\beta$ -,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробы). Возможно, сказалось усиление антропогенного воздействия на экосистему реки (N/B до 5,6), но при этом следует учитывать и экологические факторы, оказывающие большое действие на водоросли.

Метод экологической модификации [7] позволяет охарактеризовать изменения в экосистеме реки. На основании оригинальных научных исследований состояние средней Оби в период интенсивного

антропогенного воздействия можно отнести к стадии «экологического прогресса» и изменения, которые возможно происходили в экосистеме реки, были обратимыми, хотя уже назрела реализация водоохраных мероприятий. Отмечена тенденция в сдвиге баланса крупно- и мелкоклеточных видов в сторону последних с преобладающим развитием синезеленых водорослей – результат естественного антропогенного эвтрофирования Оби.

#### Список литературы:

1. Кузьмин Г. В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биоценозов внутренних водоемов.– М.: Наука, 1975.– С. 73–83.
2. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 3. Методы биологического анализа вод. Приложение 2. Атлас сапробных организмов.– М.: СЭВ, 1977.– 228 с.
3. Антомонов Ю. Г. Моделирование биологических систем.– Киев: Наукова думка, 1977.– 260 с.
4. Науменко Ю. В. Фитопланктон Оби, Нижнего Иртыша и его изменения под воздействием антропогенных факторов: автореф. дис. ... канд. биол. наук.– Новосибирск, 1985.–16 с.
5. Жукинский В.Н., Оксийук О.П., Цееб Я.Я., Георгиевский В.Б. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества вод // Гидробиологический журнал Т. 12. № 2. 1978. – С. 103–112.
6. Науменко Ю. В. Сапробная характеристика Средней Оби по фитопланктону.– Гидрологические, гидрогеологические и водохозяйственные аспекты стока сибирских рек.// Сб. науч. тр. АН СССР, Сиб. отделение, Ин-т геологии и геофизики.– Новосибирск, 1982.– 90 с.
7. Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов.// Тр. междунар. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1991.– С. 18–41.

### МОНИТОРИНГ ЗА СОСТОЯНИЕМ ФИТОПЛАНКТОНА ОБСКОЙ ГУБЫ (КАРСКОЕ МОРЕ) В РАЙОНЕ ПЕРЕВАЛКИ НЕФТИ

Л. А. Семенова, М. С. Бондарь

*Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 625023, г. Тюмень, ecology@gosrc.ru*

Приводятся результаты многолетнего экологического мониторинга перевалки нефти в месте слияния Обской и Тазовской губ. Из-за кратности воздействия, мобильности водных масс и высоких процессов самоочищения судовая перегрузка нефти не оказала существенного влияния на фитопланктон и среду его обитания.

Обская губа, залив Карского моря, расположена за северным полярным кругом и принадлежит к числу крупнейших эстуариев мира. Она является естественным продолжением р. Обь. Это обширный рукав, вытянутый с юга на север на 750 км, шириной от 30 до 75 км. Водная площадь – 55,5 тыс. км<sup>2</sup>, объем – 445 км<sup>3</sup> [1]. С восточного побережья в Обскую губу впадает Тазовская губа. Вместе с ней Обская губа представляет собой уникальный по разнообразию видового состава и запасам сиговых рыб водоем. Водная биота Обско-Тазовской устьевой области требует пристального внимания к охране ее экологического состояния, осуществить которое невозможно без интенсификации биологического мониторинга.

Госрыбцентром (с 2019 г. – Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО») с 2005 по 2019 гг. проводились комплексные мониторинговые исследования в месте слияния Обской и Тазовской губ (м. Трехбугорный) в районе перевалки нефти с судов типа «река-море» на морские танкеры (69° с.ш.). Собран обширный материал по гидрохимии, токсикологии и гидробиологии в связи с воздействием на водную биоту работ по перевалке и транспортировке нефти [2]. В период исследований температура воды в августе не превышала 18°C, в сентябре – октябре понижалась до 3–4°C. Глубины достигали до 14,5 м, а в среднем составляли 9,5 м.

Отбор количественных проб фитопланктона (объемом 0,5 л), начиная с 2011 г., проводился батометром Руттнера два раза в период открытой воды на шести станциях: непосредственно в районе судна – две станции в поверхностном и природном горизонтах, на удалении 1000 м от судна в северном, южном, западном и восточном направлениях – четыре станции (фоновые). Пробы фиксировали раствором Люголя, концентрировали методом отстаивания с последующим фильтрованием через мембранные фильтры (диаметр пор 0,8 мкм) Обработку проб проводили по общепринятой в гидробиологии методике [3]. Численность клеток учитывали в счетной камере Нахотта, все встреченные клетки измерялись, биомассу определяли счетно-объемным методом. При идентификации водорослей использовались определители из серии «Определитель пресноводных водорослей СССР» и монографий специалистов. Всего собрано и обработано 103 пробы.

Таблица. Некоторые показатели фитопланктона Обской губы в районе перевалки нефти (м. Трехбугорный)

Год	Месяц (Is)	Участок	n (индикаторы)	N, млн кл/л	B, мг/л	N/B	H <sub>N</sub>	S	Класс чистоты вод	Доминирующие группы, % от N и % от B
2011	IX	судно	44 (31)	2.07	1.33	1.6	2.4–2.6	1.29–1.42	II	Вас 52–99 N и 97–98 B, Суа до 45 N
	(0.67)	1000 м	48 (33)	1.99	1.02	1.9	2.1–3.3	1.45–1.55	II–III	Вас 41–97 N и 91–99 B, Суа до 58 N
2012	VIII	судно	49(30)	5.24	4.24	1.2	2.8–2.9	1.27–1.29	II	Вас 74–77 N и 99 B, Суа 19–25 N
	(0.70)	1000 м	54(31)	5.04	3.44	1.5	2.3–2.9	1.13–1.50	II	Вас 62–87 N и 96–100 B, Суа до 35 N
	X	судно	56 (35)	1.16	0.83	1.4	3.6–3.9	1.44–1.47	II	Вас 61–77 N и 88–93 B, Суа до 15 N
	(0.72)	1000 м	69(47)	1.38	0.95	1.4	3.2–3.5	1.27–1.43	II	Вас 61–79 N и 94–97 B, Суа до 26 N
2013	VIII	судно	45 (35)	27.23	3.41	8.0	2.1–2.2	1.61–1.68	III	Суа 87–92 N и 29–50 B, Вас до 11 N и 50–64 B
	(0.61)	1000 м	57 (44)	25.22	3.54	7.1	1.9–2.6	1.67–1.70	III	Суа 85–95 N и 18–54 B, Вас до 14 N и 46–82 B
	IX	судно	56 (52)	9.77	3.00	3.3	2.5–3.2	1.47–1.68	II–III	Суа 57–85 N и до 26 B, Вас 13–38 N и 70–91 B
	(0.67)	1000 м	69 (63)	9.44	3.14	3.0	2.8–3.1	1.43–1.64	II–III	Суа 58–74 N и до 18 B, Вас 22–38 N и 81–96 B
2014	VIII	судно	63 (44)	16.90	4.59	3.7	1.6–1.9	1.60–1.63	III	Вас 40–45 N и 88–97 B, Суа до 60 N
	(0.70)	1000 м	62 (44)	15.93	3.56	4.5	1.9–2.9	1.46–1.69	II–III	Вас 26–49 N и 91–96 B, Суа до 51–74 N
	IX	судно	67 (43)	11.90	9.08	1.3	2.3–2.6	1.55–1.58	III	Вас 81–95 N и 98–99 B
	(0.63)	1000 м	56 (38)	9.78	5.95	1.6	2.0–2.5	1.55–1.58	III	Вас 72–99 N и 98–100 B
2015	VIII	судно	68(49)	2.51	2.27	1.1	3.4–3.9	1.39–1.55	II–III	Вас 29–63 N и 90–92 B, Суа 31–52 N
	(0.66)	1000 м	56 (39)	2.63	1.84	1.4	2.9–3.9	1.39–1.64	II–III	Вас 35–61 N и 88–95 B, Суа 17–48 N
	IX	судно	60 (44)	6.98	7.03	1.0	2.7–2.8	1.53–1.57	III	Вас 91–94 N и 96–100 B
	(0.69)	1000 м	85 (56)	8.51	7.22	1.2	2.4–3.1	1.52–1.62	III	Вас 84–91 N и 88–98 B
2016	VIII	судно	74 (56)	21.44	4.78	4.5	2.6–3.3	1.65–1.68	III	Суа 71–90 N и 22–43 B, Вас 9–28 N и 56–77 B
	(0.64)	1000 м	88 (60)	13.40	3.57	3.8	2.7–2.9	1.53–1.64	III	Суа 62–75 N и 15–43 B, Вас 23–35 N и 73–83 B
2017	IX	судно	56 (37)	8.36	4.73	1.8	3.2–3.4	1.62–1.64	III	Вас 75–80 N и 97–98 B, Суа 19–23 N
	(0.84)	1000 м	58 (42)	9.15	4.51	2.0	2.7–3.1	1.53–1.78	III	Вас 54–78 N и 92–97 B, Суа 21–45 N
2018	VIII	судно	89 (58)	14.67	3.11	4.7	3.3	1.70–1.88	III	Вас 39–46 N и 80–92 B, Суа 53–58 N
	(0.70)	1000 м	87 (64)	11.02	3.26	3.4	2.5–3.0	1.64–1.74	III	Вас 61–90 N и 80–98 B, Суа 9–37 N
2019	VIII	судно	58 (39)	6.91	1.80	3.8	3.1–3.5	1.54–1.74	III	Вас32–33 N и 89–93 B, Суа 61–66 N
	(0.56)	1000 м	60 (47)	3.89	1.87	2.1	2.2–3.4	1.43–1.64	II–III	Вас 23–69 N и 87–99 B, Суа 25–76 N

Примечание: Вас – диатомовые водоросли; Суа – синезеленые водоросли.

Для оценки качества воды и степени антропогенного воздействия на водную биоту Обской губы были использованы следующие показатели фитопланктона: число таксонов водорослей рангом ниже рода ( $n$ ), средняя численность ( $N$ ) и биомасса ( $B$ ), коэффициент видового сходства по Серенсену ( $Is$ ), индекс Шеннона, рассчитанный по численности ( $H_N$ ) [4], коэффициент пропорциональности между численностью и биомассой ( $N/B$ ) [5], а также индекс сапробности ( $S$ ), рассчитанный по формуле Пантиле и Букка в модификации Сладачака [3], за основу взяты списки индикаторных видов – показателей сапробности [6].

Флора устьевой области р. Обь существует в сложных абиотических условиях, связанных с высокоширотным расположением бассейна и спецификой водообменных процессов. На состав ценозов Обской губы большое влияние оказывает р. Обь, ее гидрологический и гидрохимический режимы, планктонный сток. Некоторые показатели фитопланктона Обской губы в районе перевалки нефти (м. Трехбугорный) представлены в таблице.

В альгофлоре обследованной части эстуария идентифицировано 197 таксонов видового и подвидового рангов из 74 родов и 8 отделов. Были обнаружены синезеленые (Cyanophyta), золотистые (Chrysophyta), диатомовые (Bacillariophyta), желто-зеленые (Xanthophyta), криптофитовые (Cryptophyta), динофитовые (Dinophyta), эвгленовые (Euglenophyta) и зеленые (Chlorophyta) водоросли. Наибольшим видовым и внутривидовым богатством характеризовались диатомовые (85 таксонов рангом ниже рода), зеленые (67) и синезеленые (21) – 88% от общего списка. Прочие отделы немногочисленны по составу (от 2 до 7 таксонов) и заметной роли в сложении фитоценозов не играли, на них приходилось 12%. Преобладали истинно планктонные виды с присутствием бентосных форм и виды космополиты. Все идентифицированные водоросли характерны для Обско-Тазовской устьевой области. Количество таксонов, обнаруженных вблизи судна и на удалении 1000 м, было почти на одном уровне – 155 и 161 соответственно. Таксономический состав между участками по годам имел значительное сходство ( $Is$  0.56 – 0.84). Индекс видового разнообразия Шеннона на станциях вблизи и на удалении 1000 м варьировал от 1.6 до 3.9 и от 1.9 до 3.9 соответственно. Таким образом, по материалам исследований не отмечено влияния перевалки нефти на качественный состав фитопланктонного сообщества, из-за кратковременности работ (менее 3-х месяцев).

Из обнаруженных видов только незначительное количество активно участвовало в образовании общей численности и общей биомассы, большинство не имели большого значения в силу своей малочисленности или небольшого индивидуального веса. Фитопланктон вблизи судна и на удалении 1000 м характеризовался как диатомовый, так как по разнообразию видов и по их количественному развитию преобладали диатомовые водоросли (до 11–99%  $N$  и до 64–100%  $B$ , 14–99%  $N$  и до 88–100%  $B$  соответственно), в меньшей степени – синезеленые (до 25%  $N$  и до 22%  $B$ , до 25% и до 15%  $B$  соответственно), хотя отмечены вспышки их развития (до 90%  $N$  и до 50%  $B$ , до 95%  $N$  и до 54%  $B$  соответственно). Представители зеленых водорослей постоянно присутствовали в толще воды, но из-за мелкоклеточности, значение их в образовании фитомассы было не велико. Наибольший удельный вес в биомассе на обоих участках давали диатомеи – виды рода *Aulacoseira* (*A. ambigua* (Grun.) Sim., *A. granulata* (Ehr.) Sim., *A. subarctica* (O. Müll.) Haworth, *A. islandica* (O. Müll.)), *Asterionella formosa* Hass. (осенью). Состав синезеленых водорослей зависел от температурного фактора, места расположения танкера и не совпадал по годам. Доминировали виды рода *Oscillatoria* (*O. granulata* Gardner, *O. planctonica* Wolosz., *O. agardhii* Gom.), *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs + et var. При пышной вегетации синезеленых (август 2013, 2014, 2016 гг.) нарастание численности фитопланктона происходило с большей скоростью, а его биомасса сохраняла относительную стабильность. Соотношение  $N/B$ , показатель естественного антропогенного эвтрофирования, по участкам имел одинаковую направленность: судно – 3.3–8.0, удаление 1000 м – 3.0–7.1.

На рассматриваемых участках наблюдался сходный характер пространственно-временных изменений структуры сообщества фитопланктона, его численности и биомассы. За период исследований средняя численность планктона варьировала в значительных пределах: вблизи танкера от 1.16 до 27.23 млн кл./л, биомасса – от 0.83 до 9.08 мг/л, на удалении 1000 м – от 1.38 до 25.22 млн кл./л и от 0.95 до 7.22 мг/л соответственно. Максимальная плотность была отмечена в августе 2013 г., вблизи танкера она достигала 27.23 млн кл./л, на удалении 1000 м – 25.22 млн кл./л в результате пышной вегетации синезеленых водорослей *Aph. flos-aquae* + et var. (77%  $N$  и 74 % $N$  соответственно). Максимальная фитомасса была зарегистрирована в сентябре 2014 г. вблизи танкера – 9.08 мг/л, в 2015 г. на удалении 1000 м – 7.22 мг/л, за счет доминирования центрической диатомеи *A. ambigua* (до 58%  $B$ , до 55%  $B$  соответственно). Количественные показатели обследованных альгоценозов в районе м. Трехбугорного находятся в пределах многолетней и сезонной динамики развития [7]. Отрицательного влияния нефтяного загрязнения при перевалке нефти на количественные показатели развития фитопланктона не выявлено, что вполне сопоставимо с результатами, полученными по материалам исследований других гидробионтов. Следует отметить, что уровень загрязнения вод нефтяными углеводородами был невысоким (до 2 ПДК) в результате сокращения количества отгружающих танкеров и мобильности водных масс [2].

Проведена оценка качества вод по индикаторным видам – показателям сапробности с определением индексов сапробности и класса чистоты вод [3]. В фитопланктоне обнаружено 116 видов-сапробионтов, что составило 59% от общего числа таксонов водорослей, зарегистрированных в районе м. Трехбугорного. Большинство индикаторных видов относились к олиго-бета-, бета-олиго- и бета-мезосапробам (90 видов или 78 % от общего числа индикаторных видов). Число показателей остальных зон сапробности несколько меньше, не встречено индикаторов полисапробной зоны. Индекс сапробности вблизи танкера изменялся от 1.27 до 1.88, на удалении 1000 м – от 1.13 до 1.78, соответствовало II–III классу чистоты вод, то есть чистые – умеренно–

загрязненные, что свидетельствует о происходящих процессах самоочищения в местах перевалки нефти в результате значительного перемешивания и разбавления водных масс.

Анализ многолетних материалов (2011–2019 гг.) по судовой перевалке нефти в районе слияния Обской и Тазовской губ показал, что в результате мобильности водных масс и высоким процессам самоочищения нефтяное загрязнение в местах работ не оказало отрицательного влияния на качественные и количественные показатели развития фитопланктона и среду его обитания. На обследованных участках в фитопланктоне отмечены виды, характерные для устьевой области р. Обь, сохранялось высокое видовое разнообразие и сравнительно высокая продуктивность. Массового развития достигали виды и таксономические группы, которые обычно в массе развиваются в период открытой воды на акватории Обской губы. Наблюдаемые уровни развития альгоценозов, соотношение основных групп в численности и биомассе мало отличались вблизи танкера и на удалении 1000 м.

#### Список литературы:

1. Москаленко Б. К. Биологические основы эксплуатации и воспроизводства сиговых рыб Обского бассейна // Тр. Обь-Тазовского отделения ВНИОРХ – Тюмень: Тюменское книжное изд-во. Новая серия. Т. 1. 1958.– 251 с.
2. Матковский А. К., Макаренко И. Ю., Степанова В. Б., Абдуллина Г. Х., Князева Н. С., Вылежинский А. В., Бондарь М. С., Красноперова Т. А. Результаты многолетнего экологического мониторинга перевалки нефти в Обской губе // Вестник рыбохозяйственной науки. Т. 5. № 4 (20). 2018.– С. 4–18.
3. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеиздат, 1983.– С. 73–77.
4. Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1979.– С. 85–116.
5. Науменко Ю.В. Фитопланктон Оби, Нижнего Иртыша и его изменения под воздействием антропогенных факторов: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск, 1985.– 16 с.
6. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 3. Методы биологического анализа вод. Приложение 2. Атлас сапробных организмов. – М.: СЭВ, 1977.– 228 с.
7. Семенова Л.А., Алексюк В.А. Изученность альгофлоры Обского Севера // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. – Свердловск: УрО АН СССР, 1989.– С. 23–38.

### ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА РАЙОНА КИЖСКИЕ ШХЕРЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

А. И. Сидорова

*Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,  
185030 Петрозаводск, Республика Карелия, bolt-nastya@yandex.ru*

В Онежском озере с 2020–2023 гг. обнаружены 20 таксономических единиц макрозообентоса в районе о. Киж. Доминируют хирономиды и олигохеты. Рассчитаны высокие значения индекса сапробности олигохет, что соответствует загрязненной и сильно загрязненной среде из-за антропогенного воздействия.

Государственный природный заказник «Кижский» – это особо охраняемая природная территория федерального значения, площадь которой 50000 га [1]. Государственный историко-архитектурный и этнографический музей-заповедник «Киж» объединил на острове Киж 68 памятников архитектуры. Жемчужиной острова, несомненно, является ансамбль Кижского погоста. В его составе: церковь Преображения Господня, увенчанная двадцатью двумя главами (1714 г.), церковь Покрова Пресвятой Богородицы с девятью главками (2-я половина XVIII в.), колокольня, бревенчатая ограда на каменном основании [2]. Архитектурный ансамбль Кижского погоста был включен в Список объектов всемирного культурного наследия ЮНЕСКО в 1990 г. и стал одним из трех первых российских объектов в списке ЮНЕСКО. Ежегодно заповедник посещает более 200 тыс. туристов из России и зарубежья. Акватория озера в районе Кижских шхер испытывает большую антропогенную нагрузку за счет водного транспорта, а также служит приемником хозяйственно-бытовых сточных вод с территории музея-заповедника и стоков с сельскохозяйственных угодий [3]. Архитектурный ансамбль Кижского погоста располагается на узкой косе в южной части небольшого острова Киж – одного из островов Кижского архипелага в Онежском озере. Онежское озеро является вторым по величине после Ладожского озера пресноводным водоемом Европы. Онежскому озеру, наряду с Ладожским озером, было уделено особое внимание на Совете Безопасности Российской Федерации (20 ноября 2013 г), как крупнейшему пресноводному резервуару, ухудшение качества воды в котором может привести к проблемам с обеспечением питьевой водой всего Северо-Западного региона Российской Федерации. Особенно было отмечено, что вопросами охраны данных водоемов следует заняться более предметно как на федеральном, так и на региональном уровнях. Исследование направлено на изучение антропогенного воздействия на экосистему Онежского озера в районе Кижских шхер.

Таким образом, цель настоящей работы – оценить современное состояние макрозообентоса района Кижские шхеры Онежского озера. В задачи входили: оценить современные количественные показатели

макрозообентоса, проанализировать таксономический состав и оценить состояние биотопов с учетом индекса сапробности олигохет.

Характеристика современного состояния донных сообществ основана на результатах обработки 6 проб, отобранных в районе Кижских шхер Онежского озера с 2020 по 2023 гг., а также на анализе архивных и литературных материалов. Количественные пробы бентоса отбирали дночерпателем автоматическим коробчатым (площадью 0.025 м<sup>2</sup>) на каждой станции по две пробы, промывали через сито №23 и фиксировали 4% формалином. Мониторинговая станция Z\_2 находится на глубине 4.5–6 м, представлена серым илом. Вторая станция Z\_3 расположена на глубине 9.2–11 м, представлена серым илом с коричневым наилком, иногда с включением рудного песка. Камеральная обработка включала разбор проб, согласно стандартным методикам сбора и первичной обработки материала [4]. Выбор организмов из грунта проводился с использованием микроскопа стереоскопического МСП–2 вариант 2 (ЛОМО, ) в модифицированной камере Богорова, специально изготовленной для разбора бентосных проб под микроскопом. Взвешивание организмов проводили в сыром виде с точностью 0,0001 г., используя лабораторные аналитические весы ВЛ–124В (ГОСМЕТР). Разобранный и взвешенный материал фиксировался 70% этанолом. Таксономическая идентификация проводилась с использованием определителей [5].

Для оценки состояния Онежского озера использовали индекс сапробности олигохет  $J_s$ , отражающий отношение массовых и устойчивых в разной степени к загрязнению видов олигохет к общему составу фауны олигохет, согласно данным В.И. Попченко [6]:

$$J_s = \frac{(N_t + N_h + N_f)}{N_o} \quad (1)$$

где  $J_s$  – индекс сапробности олигохет (1);  $N_t$  – средняя численность *Tubifex tubifex* (Müller, 1774);  $N_h$  – средняя численность *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862;  $N_f$  – средняя численность *Spirosperma ferox* Eisen, 1879;  $N_o$  – средняя численность всех олигохет в бентосе.

В Онежском озере по значению индекса сапробности олигохет  $J_s$ , отражающего отношение массовых и устойчивых в разной степени к загрязнению видов олигохет к общему составу фауны олигохет, выделены четыре градации качества воды:  $J_s = 0.9–1.0$  – сильно загрязненная;  $J_s = 0.5–0.89$  – загрязненная;  $J_s = 0.30–0.49$  – слабо загрязненная;  $J_s < 0.30$  – чистая и относительно чистая.

Как известно, в последние десятилетия в пресноводных водоемах происходят трансформации из-за эвтрофикации и инвазий чужеродных видов. В Онежском озере за последние несколько лет наблюдается заметное изменение экосистемы, связанное с действием климатического, антропогенного факторов и биоинвазий. Результаты нашего исследования показали, что в исследуемом районе Онежского озера средняя численность бентоса на станции Z\_2 составила  $0.51 \pm 0.18$  тыс. экз./м<sup>2</sup>, на Z\_3 –  $0.63 \pm 0.19$  тыс. экз./м<sup>2</sup>, средняя биомасса составила  $2.41 \pm 1.27$  г/м<sup>2</sup> и  $1.99 \pm 0.86$  г/м<sup>2</sup> соответственно.

В водоеме обнаружены 20 таксономические единицы макрозообентоса. Всего в Онежском озере было идентифицировано 4 вида олигохет. Самыми распространенными видами малощетинковых червей стали эвритопные виды *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Из личинок хирономид в районе исследования преобладает по частоте встречаемости и биомассе эвритопный род *Chironomus* sp. Кроме того, встречались двустворчатые моллюски *Bivalvia* на двух точках исследования. Амфиподы в период наблюдения были представлены только одним видом *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855), который был отмечен на более глубокой станции Z\_3. На меньшей глубине (на станции Z2) встречались личинки поденок *Ephemera* sp., а также водяные клещи *Hydracarina*.

В рамках биомониторинга Онежского озера оценивали современное состояние макрозообентоса района Кижские шхеры, применяя индекс сапробности олигохет (соотношения массовых и устойчивых к загрязнению олигохет к общей массе этой группы животных) [6]. Гидробиологи давно используют в качестве биоиндикаторов олигохет. Отмечено, что обычно немногочисленные в чистых гидробиоценозах, они развиваются в местах спуска бытовых вод в огромном количестве. Поэтому массовое развитие олигохет даже без точного определения до вида расценивается как показатель органического загрязнения [7].

Результаты показали, что наиболее высокие индексы сапробности приурочены к зонам интенсивного антропогенного воздействия. Так, для зоны интенсивного антропогенного воздействия, вызывающего угнетение амфипод (вплоть до их исчезновения), рассчитаны высокие значения индекса сапробности олигохет, что соответствует загрязненной ( $J_s = 0.5–0.89$ ) и сильно загрязненной среде ( $J_s = 0.9–1.0$ ). Значительное увеличение уровня антропогенного воздействия на водоем ведет к упрощению экологической структуры донных сообществ или к их экологическому регрессу. Для донных сообществ свойственны уменьшение числа видов, упрощение межвидовых отношений, упрощение пространственной структуры сообщества. При этом отмечается рост количественных показателей бентоса за счет немногих видов, преимущественно эврибионтных, большое развитие получают олигохеты [6]. Так, в Кижских шхерах под влиянием антропогенного воздействия лидирующая роль стала принадлежать малощетинковым червям эвритопных видов *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Таким образом, индекс В.И. Попченко отражает один из ключевых факторов распространения бентоса на дне Онежского озера – загрязнение органическим веществом (сапробность).



Как показали наши исследования, в районе Кижских шхер Онежского озера за последние несколько лет средняя численность бентоса на станции Z\_2 составила  $0.51 \pm 0.18$  тыс. экз./м<sup>2</sup>, на Z\_3 –  $0.63 \pm 0.19$  тыс. экз./м<sup>2</sup>, средняя биомасса составила  $2.41 \pm 1.27$  г/м<sup>2</sup> и  $1.99 \pm 0.86$  г/м<sup>2</sup> соответственно. Нами обнаружены 20 таксономических единиц макрозообентоса. В доминирующем комплексе донных ценозов преобладали эврибионтные формы, имеющие широкий спектр экологической валентности, как по архивным материалам 1994 г. [3]. Доминируют по частоте встречаемости и доли в общей биомассе хирономиды (*Chironomus* sp.) и из малошестинковых червей (*Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*). Рассчитаны высокие значения индекса сапробности олигохет, что соответствует загрязненной ( $J_s = 0,5–0,89$ ) и сильно загрязненной среде ( $J_s = 0,9–1,0$ ) из-за интенсивного антропогенного воздействия, вызывающего угнетение амфипод (вплоть до их исчезновения).

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23–17–20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>.

#### Список литературы:

1. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2020 г. / Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. Редакционная коллегия: А.Н. Громцев (главный редактор), О.Л. Кузнецов, А.Е. Курило, Е.В. Веденцова – Петрозаводск, 2021. – 277 с.
2. Онежское озеро. Атлас / Отв. ред. Н.Н. Филагов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2010. – 151 с.
3. Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Тимакова Т.М. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера // Труды Карельского научного центра РАН. Серия Б. «Биогеография Карелии». Вып. 1. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. – С.113–120.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л., 1984. – 52 с.
5. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.2. зообентос / Под ред. В.А. Алексеева и С.Я. Цалолихина. –М.–СПб.: Товарищество научных изданий КМК. 2016. – 457 с.
6. Попченко В.И. Закономерности изменения сообществ донных беспозвоночных в условиях загрязнения природной среды // Труды советско-французского симпозиума «Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем». Л. : Гидрометеиздат. 1988. – С. 135–141.
7. Безматерных Д.М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири : анализ. обзор / Гос. публич. науч.–техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. Новосибирск. Сер. Экология. Вып. 85. 2007. – 87 с.

### ЗООПЛАНКТОН КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ СООРУЖЕНИЙ

А.Л. Сиротин<sup>1</sup>, М.В. Сиротина<sup>1,2</sup>, Е.А. Яшнева<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Костромской государственной университет,  
156005, г. Кострома, ул. Дзержинского, д. 17, [lasirotin@gmail.com](mailto:lasirotin@gmail.com)

<sup>2</sup>ФГБУ «Государственный природный заповедник «Кологривский лес» имени М.Г. Сеницына»,  
157440, Костромская область, г. Кологрив, ул. Некрасова, д. 48

В статье изложены результаты мониторинга экологического состояния озера Каменик по структурным и количественным показателям зоопланктона. Нарушения в работе гидротехнических сооружений, приводящие к колебаниям уровня воды в озере, оказывают негативное влияние на гидробиоценоз.

Озеро Каменик является третьим по величине озером Костромской области, имеет площадь 2.72 км<sup>2</sup>, протяженность 2.1 км и ширину 0.94 км. Озеро принадлежит к Верхневолжскому бассейновому округу и имеет искусственное происхождение. До образования Горьковского водохранилища (в 1957 г.) на месте озера протекала река Каменка, соединяющая озеро Слоинское с рекой Узаксой (приток р. Костромы). В настоящее время большая часть Костромской низины затоплена и на месте естественных озер находится Костромской участок Горьковского водохранилища. Гидрологический комплекс Костромской низины представляет собой систему сообщающихся водоемов, отделен от Костромского участка Горьковского водохранилища дамбами и имеет более низкий уровень воды, чем само водохранилище. Нижняя часть р. Костромы является водохранилищем руслового типа, имеет площадь водосбора 160.7 км<sup>2</sup> и фильтрационный приток с коренного берега реки Волги и Горьковского водохранилища. Из этого участка р. Костромы осуществляется сброс в р. Волгу путем откачки воды насосной станцией. При этом уровень воды в оз. Каменик изменяется (как и в других водоемах Костромской низины). Оптимальным для развития гидробиоценоза оз. Каменик является уровень воды на отметке 77 м 60 см, который поддерживался в летний период с 1957 по 2000 г. Колебания этого показателя, периодически повторяющиеся с 2000 года, приводят к негативным процессам в экосистеме.

До образования оз. Каменик река Каменка в летний период характеризовалась доминированием коловраточного планктона, который составлял 77.3% от численности [1]. Доминирующими видами являлись

*Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *Polyarthra trigla* Ehrenberg, 1834, *Brachionus angularis* Gosse, 1851, плотность зоопланктона составляла 821 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса – 3.13 г/м<sup>3</sup>. В летний период наблюдалось цветение воды. При заполнении Горьковского водохранилища на месте русла р. Каменки образовалось оз. Каменик.

В 2011 году для водоема было выполнено «Рыбоводно-биологическое обоснование на рыбохозяйственное использование озера Каменик» сотрудниками Нижегородской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ» [2], где отмечалось, что зоопланктон в июне 2011 года был представлен 11 видами: 4 вида коловраток (*Keratella quadrata* (Müller, 1786), *K. cochlearis*, *A. priodonta*, *Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)), 6 видов ветвистоусых (*Leptodora kindtii* (Focke, 1844), *Bosmina longirostris* (O.F.Müller, 1776), *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848), *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller, 1776), *Daphnia cucullata* Sars, 1862, *Moina* sp.) и 1 вид веслоногих ракообразных (*Thermocyclops oithonoides* (Sars G.O., 1863)). В этот период по численности и биомассе доминировали разновозрастные стадии веслоногих, значения биомассы варьировали от 2.5 г/м<sup>3</sup> до 10.9 г/м<sup>3</sup> на разных станциях. Авторы по классификации С.П. Китаева отнесли водоём к β-мезотрофному типу.

В 2013 г. в результате сброса воды гидротехническими сооружениями уровень воды на оз. Каменик резко поднялся, что привело к затоплению большей части полупогруженной водной растительности. Это привело к развитию процессов гниения, созданию заморных условий и гибели большого количества гидробионтов озера (в том числе рыбного населения).

Целью исследований являлось изучение зоопланктона оз. Каменик для оценки экологического состояния гидробиоценоза и прогноза перспектив его развития.

Исследования проводились на озере Каменик в летний период 2013–2016 и 2021–2022 гг. Пробы зоопланктона отбирались с лодки, на 5 станциях, равномерно расположенных по акватории водоема. Сбор проб зоопланктона проводился по стандартным методикам [3] путем процеживания 50 л воды через планктонную сеть Апштейна. Одновременно на каждой станции измерялась прозрачность с помощью диска Секки. Собранные пробы фиксировали 4% формалином. Качественные пробы зоопланктона обрабатывались с помощью микроскопа Биомед-3 с использованием определителя под редакцией Алексеева В.Р. и Цалолихина С.Я. Количественные пробы обсчитывались в камере Богорова под тринокулярным микроскопом Микромед 2 с цифровой камерой TourCam 3/1 MP по общепринятым методикам [3]. Расчёт индивидуальной массы ракообразных и коловраток выполнен на основе уравнений зависимости этого показателя от длины тела организма [4].

В результате исследований в составе зоопланктона озера Каменик нами было отмечено 55 видов. По количеству видов в сообществе зоопланктона озера Каменик в целом преобладают коловратки, в 2013 г. они составили 45.16% от видового богатства. В 2014–2016 гг. преобладали виды ветвистоусых – 47.28–56.04%. Однако, в 2021–2022 гг. вновь в видовом богатстве доминировали коловратки – 52.8 и 44% соответственно.

Следует отметить изменения в видовом составе зоопланктона в период исследований. Если в 2011 г. исследователями [2] не отмечались представители рода *Brachionus*, то уже в 2013 г. выявлено 4 вида этого рода. Самый распространённый вид рода *Brachionus* – *Brachionus diversicornis diversicornis* (Daday, 1883) в 2013 г. составлял от 0.92 до 5.88% от общей численности и от 0.02 до 1.05% по биомассе. В 2013 г. зоопланктон оз. Каменик характеризовался довольно высокими значениями биомассы (табл.). При этом основную часть биомассы составляли ракообразные – 99.42% (большой частью копеподиты и взрослые представители родов *Thermocyclops* и *Mesocyclops*). Также ракообразные в 2013 г. составляли в среднем 94.35% от общей численности зоопланктона.

В 2014 г. значительно выросли количественные показатели зоопланктона (по численности в 2.5 раза, по биомассе в 5.7 раз), одновременно изменилось соотношение между таксономическими группами. По численности начали доминировать Rotifera (59.24%), среди которых *Br. diversicornis* составлял в среднем 41.38% от общей численности зоопланктона. В структуре биомассы доминировали Cladocera (85.37%) (большой частью *D. brachyurum*), доля коловраток в биомассе составила в среднем 5.72%.

Таблица. Средние количественные показатели зоопланктона в ряду лет исследований

Год	Численность зоопланктона, тыс. экз./м <sup>3</sup>	Биомасса зоопланктона, г/м <sup>3</sup>
2013	395.70±68.67	6.10±0.95
2014	994.33±35.53	34.98±8.77
2016	1188.59±166.15	21.42±3.75
2021	205.04±55.97	2.42±0.58
2022	513.36±54.28	3.09±0.52

В 2016 г. значения биомассы несколько снизились по сравнению с 2014 г., но оставались очень высокими (табл.). В структуре зоопланктона по численности еще увеличилась доля коловраток и составила в среднем 65.66%. По биомассе продолжали доминировать ветвистоусые рачки (69.47%), но их доля несколько сократилась, а относительная биомасса коловраток увеличилась и достигла 9.72%.

В 2021 г. значения численности зоопланктона сократились в 5.79 раз, биомассы в 8.85 раз по сравнению с 2016 г. При этом по численности доминировали Rotifera (54.07%), по биомассе – веслоногие рачки (60.49%), причем среди Copepoda преобладали ювенильные стадии. Доля коловраток в биомассе еще увеличилась по

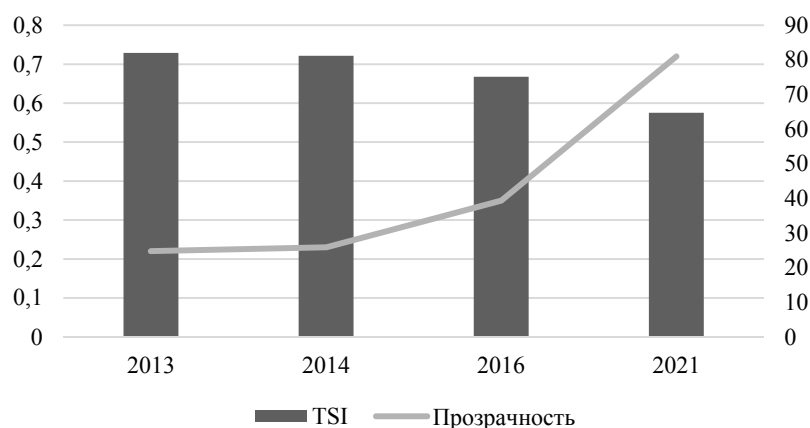
сравнению с 2016 г. до 23.96%.

В 2022 г. количественные показатели зоопланктона несколько выросли по сравнению с 2021 г. (табл.). Одновременно продолжалась перестройка таксономической структуры зоопланктона. В составе сообщества еще увеличилась доля коловраток – до 85.65% по численности и до 42.22% по биомассе.

Среди коловраточного планктона наиболее часто встречались виды рода *Brachionus* (*Br. angularis* Gosse, 1851; *Br. diversicornis homoceros* (Wierzejski, 1891); *Br. diversicornis diversicornis* (Daday, 1883); *Br. calyciflorus calyciflorus* Pallas, 1766; *Br. calyciflorus dorcae* Gosse, 1851; *Br. quadridentatus quadridentatus* Hermann, 1783; *Br. quadridentatus brevispinus* Ehrenberg, 1832; *Br. urceus* (Linnaeus, 1758); *Br. plicatilis longicornis* Fadeev, 1786), *K. quadrata*, *F. longiseta*, *Trichocerca cylindrica* (Imhof, 1891), являющиеся индикаторами процесса эвтрофирования водоема. Широко распространена в водоеме в 2021–2022 гг. самая мелкая из босмин *B. longirostris*, которая завершает цепочку последовательных смен комплекса ветвистоусых в процессе эвтрофирования водоема [5], что также указывает на высокий трофический статус озера.

Рассчитанный коэффициент трофии по А.Х. Мязметсу (Е) [6] соответствует эвтрофному состоянию водоема, но его величина повышается от 2.06 и 1.62 в 2013 и 2014 гг. до 2.9 в 2016 г., 2.83 в 2021 г. и 2.88 в 2022 г.

В ряду лет мониторинга экологического состояния озера Каменик изменялись показатели прозрачности (рис.) от 0.22 до 0.72 м. Рассчитанный по значениям прозрачности трофический индекс Карлсона [7] изменялся от 2013 до 2022 г. в диапазоне от 82.0 до 64.74. Значения трофического индекса Карлсона в период с 2013 по 2016 гг. относят водоем к гиперэвтрофным. В 2021 г. этот показатель соответствует эвтрофным условиям в водоеме.



**Рисунок.** Изменение прозрачности (м) и величины трофического индекса Карлсона в летний период в ряду лет наблюдений.

Резкий подъем количественных показателей зоопланктона и изменение его таксономической структуры в 2014–2016 гг. связаны с нарушением уровня режима озера в 2013 г., повлекшим значительный замор гидробионтов и увеличение содержания органических веществ в водоеме.

В результате исследований гидробиоценоза озера Каменик директору федерального государственного бюджетного учреждения «Защитные сооружения Костромской низины» нами были представлены рекомендации по эксплуатации и поддержанию уровня воды в водоемах Костромской низины. В документе рекомендовано в весенне-летний период поддерживать уровень воды в пределах 77.5–77.7 м, перед ледоставом не понижать уровень воды ниже 78 м для предотвращения заморных явлений в зимний период. Соблюдение этих рекомендаций в последующий период позволило в течение нескольких лет к 2021 г. гидробиоценозу оз. Каменик восстановиться. Повысилась прозрачность воды, исчез запах, восстановилась численность популяций основных представителей ихтиофауны. Однако перестройка структуры зоопланктона продолжалась в направлении повышения трофического статуса водоема и перехода от эвтрофной стадии к гиперэвтрофной. Для гиперэвтрофной стадии характерно доминирование коловраточного планктона при резком увеличении количества и численности видов-индикаторов эвтрофирования (виды рода *Brachionus*, *K. quadrata*, *F. longiseta*, *T. cylindrica* и др.). Одновременно происходит уменьшение значений биомассы зоопланктона, что связано с заменой более крупных ракообразных на мелких коловраток.

Процесс естественного эвтрофирования озера Каменик продолжается, однако нерациональная эксплуатация гидротехнических сооружений может значительно ухудшать экологическую ситуацию на водоеме. Состояние сообщества зоопланктона, его количественные и структурные показатели, позволяют осуществлять мониторинг экологической ситуации и могут служить сигналом к корректировке действий водопользователей.

#### Список литературы:

1. Зеликман А.Л. Количественная характеристика зоопланктона водоемов Волжско-Костромской поймы // Труды всесоюзного гидробиологического общества. – 1960. – Т. 10. – С. 86–101.
2. Рыбоводно-биологическое обоснование на рыбохозяйственное использование озера Каменик (Костромская область) / Минин А.Е., Кривдина Т.В., Логинов В.В. и др. // Н. Новгород. – 2011. – С. 5.

3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. / Изд-во ГосНИОРХ. – Л., 1982. – 33 с.
4. Зависимость между массой и длиной тела у планктонных животных / Балущкина Е.В., Винберг Г.Г. // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Наука. – Л., 1979. – С. 58–72.
5. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
6. Качественный состав пелагического зоопланктона как показатель трофности озера / Мяэметс А.Х. // Тезисы докладов 20-й научной конференции по изучению водоёмов Прибалтики и Белоруссии. – Рига, 1979. – С.12–15.
7. A trophic state index for lakes / Carlson R.E. // Limnology and Oceanography – 1977. – Vol. 22. – № 2. – P. 361–369.

## **ЗООПЛАНКТОН И ЗООБЕНТОС ОЗЕРА БОЛЬШОЙ ТАРАСКУЛЬ ТЮМЕНСКОГО РАЙОНА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

К.Р. Таскаева, М.С. Бондарь

*Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО» 625023, г. Тюмень, ecology@gosrc.ru*

В работе описана динамика изменений химического состава воды заморного озера Большой Тараскуль под влиянием антропогенных факторов. Представлены результаты исследования сезонной изменчивости видового состава, и количественного развития зоопланктона и зообентоса озера.

Озеро Большой Тараскуль находится в 14 км южнее г. Тюмени, площадь его небольшая – до 1.5 км<sup>2</sup>, в северной части имеются заболоченные берега. Озеро имеет старичное происхождение, оно содержит большое количество органических донных отложений (сапропелей). Ихтиофауна озера представлена тремя видами рыб – карась серебряный, карась золотой и головешка–ротан. Большой Тараскуль относится к рыбохозяйственным объектам II категории.

При определенных условиях происходит взмучивание донных отложений, в воду поступает значительное количество органических веществ, азота, фосфора, железа. При этом изменяется солевой состав воды, особенно это влияние прослеживается на малых водоемах и водотоках [1].

Комплексное изучение озер Малый и Большой Тараскуль проводилось в августе 1949 г. По солевому составу вода озер была пресная, маломинерализованная, гидрокарбонатного класса, кальциевой группы, со слабощелочной реакцией среды с небольшим количеством хлоридов и сульфатов. Так, общая сумма ионов в воде оз. Б. Тараскуль составляла 214.9–231.8 мг/дм<sup>3</sup>, содержание хлоридов изменялось в пределах 11.0– 18.1 мг/дм<sup>3</sup> [2].

Еще в 1972 г. вода оз. М. Тараскуль под влиянием сброса минерализованных геотермальных вод из скважины изменила класс и группу воды: гидрокарбонатный кальциевый на хлоридно–натриевый, общая минерализация повысилась до 2.0 г/дм<sup>3</sup>. Не исключено, что за 40 лет хлоридные соли проникли через водоносный горизонт болотных отложений в оз. Б. Тараскуль.

По литературным данным вода оз. Б. Тараскуль в 2008 г. стала среднеминерализованной, хлоридного класса, натриевой группы. Также Уварова В. И. [3] отметила увеличение общей суммы основных ионов с 74.5 мг/дм<sup>3</sup> в 2002 г. до 560.0 мг/дм<sup>3</sup> в 2010 г. По нашим данным концентрация солей в воде продолжает расти и составила 671.0 мг/дм<sup>3</sup> в 2017 г. (рис. 1).

Содержание хлоридов возросло с 16.1 мг/дм<sup>3</sup> в 2002 г. до 220.1 мг/дм<sup>3</sup> в 2010 г. и до 255.6 мг/дм<sup>3</sup> в 2013 [3]. В 2015–2017 гг. содержание хлоридов было на прежнем уровне и составило от 225 мг/дм<sup>3</sup> до 251 мг/дм<sup>3</sup>. Это произошло в результате гидравлической связи водоносных горизонтов торфяно–болотных отложений с водами озер Большого и Малого Тараскуля (рис. 2).

Таким образом, вода оз. Б. Тараскуль из маломинерализованной, гидрокарбонатного класса, кальциевой группы в 2002 г. превратилась за ряд лет в воду с повышенной минерализацией, хлоридного класса, натриевой группы. В ближайшем будущем восстановление качества воды до уровня 2002 г. т. е. снижение содержания хлоридов, общей суммы ионов вряд ли возможно [3]. Другие показатели химического состава воды оз. Б. Тараскуль находятся в пределах годовой и сезонной динамики, что говорит о том, что озеро за счет процессов самоочищения справляется с нагрузкой от поступающих в воду органических веществ.

Исследования зоопланктона и зообентоса озера Большой Тараскуль проводились в период открытой воды (май, июль, август, сентябрь, октябрь) в 2016 г. Отбор и обработку проб проводили по общепринятым методикам [4, 5]. Наряду с численностью, биомассой и таксономическим составом в качестве показателя экологического состояния озера были рассчитаны – коэффициент видового сходства по Серенсену, индекс видового разнообразия Шеннона (H) и проведена оценка качества вод по индикаторным видам.

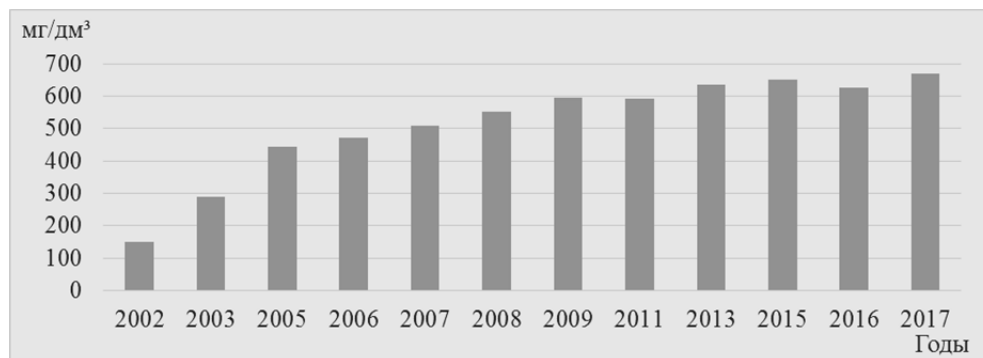


Рис. 1. Изменение суммы основных ионов в воде оз. Б. Тараскуль, мг/дм³.

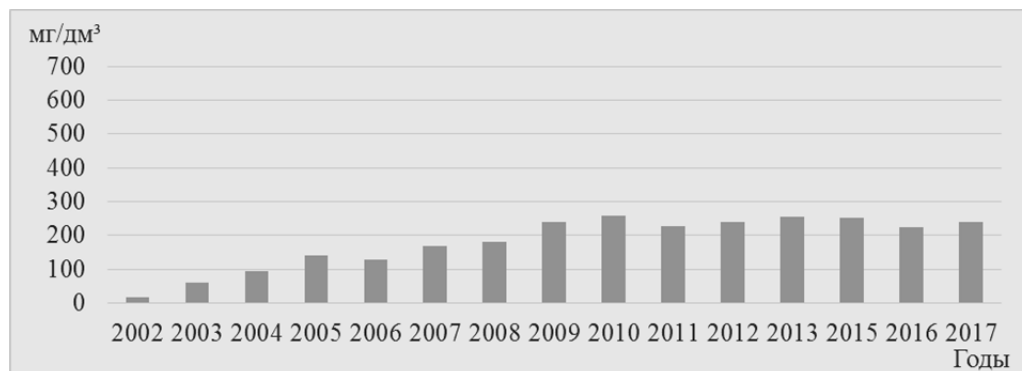


Рис. 2. Изменение хлоридов в воде оз. Б. Тараскуль, мг/дм³.

В зоопланктоне оз. Б. Тараскуль, в период с мая по октябрь, был обнаружен 61 таксон беспозвоночных, из них 36 – коловраток (Rotifera), 15 – ветвистоусых (Cladocera) и 10 – веслоногих ракообразных (Copepoda). В таблице 1 приведен список видового разнообразия зоопланктонных организмов.

В течение всего ветвистоусого периода таксономическое разнообразие определялось коловратками от 49 до 63%. Максимальной частотой встречаемости (100 %) характеризовались – *Asplanchna girodi*, *Brachionus diversicornis*, *Filinia longiseta*, *Chydorus sphaericus*, *Eudiaptomus graciloides*; далее следуют (до 70 %) – *Bosmina longirostris*, *Br. angularis angularis*, *Cyclops kolensis*, *Keratella quadrata frenzeli*, *Mesocyclops s.str leuckarti*, *K. cochlearis tecta*, *Thermocyclops oithonoides*. Кроме того, в пробах постоянно присутствовали науплиусы и молодь веслоногих ракообразных разных стадий развития.

Общая численность зоопланктона варьировала в пределах 157.9–801.4 тыс. экз./м³, средняя составила 381.8 тыс. экз./м³. Основу численности зоопланктона на протяжении всего периода создавали коловратки *Keratella q. frenzeli*, а в октябре – *Keratella q. reticulata*, разновозрастные науплиальные и копепоидные стадии Cyclopoida. Следует отметить, что среди количественно доминирующих организмов в октябре была *Bosmina longirostris* – 57% от общей численности.

Общая биомасса зоопланктона озера в период исследования колебалась в пределах 1104.9–4859.4 мг/м³, средняя биомасса составила 2159.1 мг/м³. Основу биомассы зоопланктона создавали науплиальные и копепоидные стадии Cyclopoida – до 76% в мае и до 48% в сентябре–октябре. На втором месте ветвистоусые ракообразные, в основном, за счет подросших к июлю–августу *Bosmina longirostris*, *Daphnia galeata*, а также *Bythotrephes longimanus* и *Leptodora kindtii*, биомасса кладоцер составила 48 и 49% соответственно. Биомасса коловраток была низкая на всех станциях, несмотря на высокую численность. Исходя из этого озеро Большой Тараскуль оценивается как водоем средней и выше средней кормности [6].

Коэффициент видового сходства, рассчитанный по Серенсену, составил от 0,49 до 0,69, что свидетельствует о близком фаунистическом сходстве зоопланктона между месяцами.

Структурную организацию сообществ планктона оценивали с помощью индекса видового разнообразия Шеннона. Как показал анализ, существуют различия по видовому разнообразию сообществ между разными месяцами. Наиболее низкие индексы видового разнообразия отмечены в октябре (от 1.53 до 1.81 – по численности и от 1.75 до 2.18 по биомассе), высокие – в сентябре (от 2.98 до 3.58 – по численности, от 2.95 до 3.41 по биомассе), когда температурный режим приближается к оптимальному для развития многих видов планктона.

Проведена оценка качества вод по индикаторным видам – показателям сапробности с определением индексов сапробности и класса чистоты вод. Большинство индикаторных видов относились к олиго-сапробам и олиго-бета-мезосапробам, число показателей остальных зон сапробности значительно меньше. Индекс сапробности изменялся от 1.51 до 2.08, что соответствует III классу чистоты вод, то есть умеренно-загрязненные [4].

Таблица 1. Видовой состав зоопланктона озера Большой Тараскуль

Таксоны	S	Месяц				
		05	07	08	09	10
1	2	3	4	5	6	7
Rotifera						
<i>Asplanchna girodi</i> Guerne	o-β	+	+	+	+	+
<i>Bdelloida</i> n. det.		+		+		
<i>Brachionus angularis angularis</i> (Gosse)	β-α	+	+	+	+	+
<i>Brachionus c. amphiceros</i> (Ehrenberg)	β			+	+	
<i>Brachionus c. anuraeiformis</i> (Brehm)	β-α			+	+	
<i>Brachionus c. calyciflorus</i> (Pallas)	β-α	+	+	+		+
<i>Brachionus c. spinosus</i> (Wierzejski)	β-α			+	+	+
<i>Brachionus d. diversicornis</i> (Daday)	β	+	+	+	+	+
<i>Brachionus d. homoceros</i> (Wierzejski)	β	+	+	+	+	+
<i>Brachionus forficula voronkovi</i> Fad.			+	+	+	
<i>Brachionus quadridentatus ancylognathus</i> Hermann	β			+	+	
<i>Brachionus q. brevispinus</i> Ehrb.			+			
<i>Brachionus q. quadridentatus</i> Hermann	β-o		+			+
<i>Brachionus</i> n. det.		+				
<i>Cephalodella</i>				+		
<i>Collotheca</i>				+	+	
<i>Euchlanis deflexa deflexa</i> (Gosse)	o-β	+	+			+
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> (Ehrenberg)	o-β			+	+	
<i>Euchlanis dilatata unisetata</i> (Leydig)	o-β	+				
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	β-α	+	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis hispida</i> (Lauterborn)	o	+	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis tecta</i> (Gosse)	o	+	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata frenzeli</i> (Eckstein)	o-β	+	+	+	+	
<i>Keratella q. longispina</i> (Mull.)	o-β	+	+			
<i>Keratella q. reticulata</i> Carlin	o-β	+				+
<i>Keratella valga monospina</i> (Klaus.)		+	+			
<i>Keratella valga valga</i> (Ehrenberg)	o-β	+	+	+		
<i>Lecane</i> (s. str.) <i>luna luna</i> (Muller)	o		+	+	+	+
<i>Lecane</i> (M) <i>lunaris</i> Ehrenberg	o-β				+	
<i>Lecane</i> n. det.				+		
<i>Polyarthra major</i> Burckhardt	o			+	+	
<i>Platyias q. quadricornis</i> (Ehrenberg)	o		+	+	+	
<i>Synchaeta tremula</i> (Muller)	o	+			+	
<i>Trichocerca</i> (s. str.) <i>capucina</i> (Wierzejski et Zacharias)	o			+		
<i>Trichocerca</i> (s. str.) <i>longiseta</i> (Schrank)	o			+		
<i>Trichocerca</i> (D) <i>similis</i> (Wierzejs.)	o	+	+		+	+
Cladocera						
<i>Alona rectangula</i> Sars	o	+	+	+	+	+
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Muller)	o-β	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia affinis</i> (Lilljeborg)	o-β	+	+	+	+	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.Muller)	o	+	+	+	+	+
<i>Daphnia cucullata</i> (Sars)	β-o					+
<i>Daphnia galeata</i> (Sars)	o	+	+	+	+	+
<i>Daphnia longispina</i> (O. F. Muller)	o-β	+	+		+	+
<i>Daphnia hyalina</i> (Leydig)	o-β	+				
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)	o		+	+		
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)	o-β					+
<i>Peracantha truncata</i> O. F. Müller	o		+			
<i>Sida crystallina</i> O. F. Müller	o		+			
<i>Simocephalus vetulus</i> O. F. Müller	β		+			
<i>Bythotrephes longimanus</i> (Leydig)	o		+	+		
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)	o-β		+	+		
Copepoda						
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus)	o-β	+	+			
<i>Cyclops insignis</i> (Claus)	o-β				+	+
<i>Cyclops kolensis</i> (Lilljeborg)		+	+	+	+	+
<i>Cyclops vicinus</i> (Uljan)	β-o	+			+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer	o-β		+			
<i>Eudiatomus graciloides</i> (Lilljeborg)	β-o	+	+	+	+	+
<i>Mesocyclops s.str leuckarti</i> (Claus)	o-β	+	+	+	+	
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer)	β	+	+	+	+	
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)	o-β	+	+	+	+	
<i>Harpacticoida</i> n. det.				+		
ИТОГО:		32	38	39	34	25

В зообентосе озера за период исследований в озере было обнаружено 15 видов и таксонов более высокого систематического ранга. Таксономический состав оз. Б. Тараскуль представлен малощетинковыми червями, пиявками и личинками двукрылых насекомых: хирономид, мокрецов и хаоборид (таблица 2).

Таблица 2. Таксономический состав зообентоса оз. Б. Тараскуль

Таксоны	Месяцы				
	05	07	08	09	10
Oligochaeta	+	+	+		+
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linne)			+		
Ceratopogonidae	+	+	+	+	+
Chaoboridae	+	+	+	+	+
Chironomidae:					
<i>Chironomus plumosus</i> (Linne)	+	+	+	+	+
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker)	+				
<i>Cryptochironomus defectus</i> (Kieffer)	+				
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen)	+	+	+		
<i>Glyptotendipes glaucus</i> (Meigen)	+	+	+		
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> (Kieffer)	+				
<i>Parachironomus arcuatus</i>	+	+			
<i>Procladius</i> sp.	+	+	+		+
<i>Procladius choreus</i> (Meigen)	+				
<i>Procladius ferrugineus</i> (Kieffer)	+				
Куколка Chironomidae	+				
Всего:	14	8	8	3	5

Во всех пробах макрозообентоса присутствовали личинки двукрылых: Ceratopogonidae, Chaoboridae и Chironomidae, среди последних со 100% частотой встречаемости характеризовался *Chironomus plumosus*. Богатым видовым разнообразием отмечен май, самым бедным – сентябрь, что, возможно, связано с вылетом двукрылых насекомых.

Количественные показатели развития макрозообентоса в период открытой воды составляли по численности от 408 экз./м<sup>2</sup> (май) до 968 экз./м<sup>2</sup> (август), в среднем по сезону – 559 экз./м<sup>2</sup>; по биомассе – от 1.3 г/м<sup>2</sup> (май) до 2.8 г/м<sup>2</sup> (июль), в среднем за сезон – 2.1 г/м<sup>2</sup>. Исходя из биомассы зообентоса оз. Большой Тараскуль оценивается как малокормный водоем [6].

Таким образом, основу численности и биомассы в мае и августе составляли хирономиды (в мае – 80 % по численности и 94% по биомассе; в августе – 48 и 61 % соответственно), в июле по численности преобладали олигохеты (39%), а по биомассе хирономиды (за счет *Chironomus plumosus* – 75 %). В сентябре доминировали Ceratopogonidae (75 % по численности и 36 % по биомассе, а также хирономиды – 50 % по биомассе). В октябре по численности преобладали личинки мокрецов – 47 %, по биомассе личинки хирономид – 56%.

В среднем за сезон по численности и биомассе доминировали хирономиды (71–79 % по численности и 51–94% по биомассе). В сентябре по численности преобладали личинки мокрецов (75%). Установлено, что макрозообентос озера Большой Тараскуль характеризуется низким видовым разнообразием, индекс Шеннона по численности составлял от 0.99 до 2.56, в среднем 1.45. В связи с тем, что не все группы беспозвоночных определены до вида индекс Шеннона не отражает реальной ситуации в водоеме и не может быть использован для оценки степени загрязнения.

Данные исследования дополняют ранее опубликованные сведения о видовом составе, количественном развитии зоопланктона в озере Б. Тараскуль в вегетационный период. В сравнении с данными 2015 г. в осенний период таксономический состав изменился не значительно, с 29 таксонов (2015 г.) до – 34 (2016 г.) [7]. При этом, доминантные структурообразующие группы не поменялись: основа численности представлена коловратками, биомассы – рачковый планктон. В зообентосе по численности и биомассе доминировали хирономиды.

Количественная оценка развития зоопланктона и зообентоса характеризует степень развития кормовой базы рыб, в свою очередь, которая влияет на величину рыбопродуктивности озера. По уровню биопроductивности зоопланктона водоём классифицируется как средней и выше средней кормности, по зообентосу – как малокормный.

#### Список литературы:

1. Коваленко А. И., Уварова В. И. Засоление как фактор техногенного воздействия на водные объекты Тюменской области // Окружающая среда и менеджмент природных ресурсов. Тезисы докладов Междунар. конф-ии 11–13 октября 2010. – Тюмень: ТГУ, 2010. – с. 173–175.
2. Ковалев В. Ф., Кулакова В. Я. Сапропелевые залежи озер Б. Тараскуль, М. Тараскуль, Тулубаево и Лебяжье как гидроминеральная база бальнеологического курорта в Тюменской области // Сапропели группы Тюменских озер и их лечебные свойства. Тюм. кн. из-во. – 1955. – с. 5–62.

3. Уварова В. И. Тенденции изменения солевого состава озера Большой Тараскуль // Вестник рыбохозяйственной науки. – 2015. – Т. 2. – № 3 (7). – С. 74–80.
4. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. С. 73–77.
5. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Л., 1984. – 51 с.
6. Пидгайко М.Л., Александров Б.И., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого–продукционная характеристика водоемов Северо–Запада СССР. – Изв. ГосНИОРХ. – 1968. – 67 с.
7. Таскаева К. Р., Абдуллина Г. Х., Смолина Н. В., Таскаев А.С. Видовой состав, численность и биомасса осеннего зоопланктона озера Большой Тараскуль Тюменского района // Вестник рыбохозяйственной науки. – 2020. – Т. 7. – № 3 (27). Июль – С. 69–75.

## СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА В РАЙОНЕ КИЖСКИХ ШХЕР ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Ю. Ю. Фомина

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск,  
185030 Петрозаводск, р. Карелия, rambler7780@rambler.ru*

В работе рассмотрено современное состояние зоопланктона Кижских шхер по материалам съемки в августе 2020 г. Показано, что по сравнению с предыдущими исследованиями изменений в видовом составе зоопланктона не произошло. Количественные показатели находились в пределах сезонной и межгодовой изменчивости.

Онежское озеро является вторым по величине после Ладожского озера пресноводным водоемом Европы. Характерной особенностью Кижских шхер является изолированность от центрального плеса озера. Этот район испытывает значительную антропогенную нагрузку, основными факторами воздействия являются водный транспорт, рыбный промысел, хозяйственно-бытовые стоки с территории музея-заповедника, так и от частных домовладений, также на некоторых островах архипелага существуют неорганизованные свалки, расположенные в прибрежной зоне [1]. Зоопланктон – один из важнейших звеньев экосистемы Онежского озера, он является чувствительным индикатором изменений её состояния. Подробные комплексные исследования по оценке состояния и изменения экосистемы Онежского озера, в том числе и Кижских шхер, проводились в 1992–1997 гг. [2]. В условиях антропогенного влияния необходим постоянный контроль экологического состояния акватории в районе территории Музея-заповедника “Кижь”.

Применялась стандартная методика для сетного отбора и камеральной обработки проб [3]. Отбор зоопланктона производили с помощью сети Джели (диаметр 18,5 см; диаметр пор 100 мкм). При вычислении биомассы зоопланктона использовались размеры и индивидуальные веса, рассчитанные для Онежского озера [4].

По уровню обилия зоопланктона район шхер относят к наиболее продуктивным районам Онежского озера [2]. По данным исследования августа 2020 г. сообщество характеризовалось разнообразным видовым составом. Доминантный комплекс зоопланктона Кижских шхер составляют широко распространенные в Онежском озере и других крупных озерах Карелии представители северной фауны, а также ряд эвритопных организмов, отличающихся широкой экологической валентностью. В состав доминантов входили *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), *Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863), *Daphnia cristata* Sars, 1862, *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), значительная доля коловраток *Synchaeta*, *Asplanchna*, *Conochilus*. В отличие от центрального района озера в сообществе не был отмечен реликтовый вид *Limnocalanus macrurus* Sars, 1863, поскольку рачок предпочитает слои ниже 10 м [5].

В летний период в верхних слоях воды отмечены невысокие показатели зоопланктона. Так численность в слое 0–5 м достигала 19.5 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0.51 г/м<sup>3</sup>. В целом данные сопоставимы со значениями в июле 1996 г., так численность составляла 28.0 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0.39 г/м<sup>3</sup>. Разлития обнаруживаются в соотношении основных таксономических групп. В июле доля коловраток по численности отмечена около 50% (13.3 тыс. экз./м<sup>3</sup>), преобладание данной группы в июне-июле характерно для Онежского озера [5]. Согласно данным Вислянской с соавторами [6], в июне 1994 г. доля коловраток в верхних слоях воды варьировала от 56 до 67% (80–100 тыс. экз./м<sup>3</sup>). В августе обилие Rotifera снижается, а роль Cladocera увеличивается. Сезонные процессы в зоопланктоне определяют изменения не только количественных показателей, но и в составе и структуре сообщества. Бóльшая биомасса коловраток в августе (0.19 г/м<sup>3</sup>) по сравнению с июлем (0.13 г/м<sup>3</sup>) связана со значительной долей в планктоне крупных видов из рода *Asplanchna*. Преобладающей группой во все сезоны в Онежском озере являются веслоногие рачки, доля в сообществе достигает более 50% как по численности, так и по биомассе (табл.).



Таблица. Структура зоопланктона по соотношению основных групп (%)

Группы	Численность		Биомасса	
	11.07.1996 г.	21.08.2020 г.	11.07.1996 г.	21.08.2020 г.
Calanoida	20	18	17	15
Cyclopoida	22	31	19	26
Cladocera	11	21	32	22
Rotifera	47	30	32	37

Сопоставление результатов изучения зоопланктона в этом районе озера с исследованиями прошлых лет показало, что его видовой состав и доминантный комплекс не претерпел существенных изменений [6]. Летние количественные показатели имели близкие значения, более высокая численность и биомасса в июне обусловлена сезонными и межгодовыми колебаниями.

*Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-17-20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018>.*

#### Список литературы:

1. Зобков М.Б., Ефремова Т.А. Содержание микропластика в донных осадках озер особо охраняемых природных территорий на примере Кижских шхер Онежского озера и оз. Водлозеро // Водные ресурсы. – 2023. – Т. 50. – № 3. – С. 1–12.
2. Современное состояние водных объектов Республики Карелии. По результатам мониторинга 1992–1997 гг. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1998. – 188 с.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов в гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция / ред. Г. Г. Винберг, Г. М. Лаврентьева. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 33 с.
4. Куликова Т.П., Сярки М.Т. Размерно-весовая характеристика массовых видов ракообразных и коловраток Онежского озера (справочно-информационный материал). – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1994. – 16 с.
5. Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1997. – 112 с.
6. Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Тимакова Т.М. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. – 1999. – Вып 1. – С. 113–119.

### ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД МОЛОКОЗАВОДА НА ПОКАЗАТЕЛИ МАКРОЗООБЕНТОСА РЕКИ УВА

Н. В. Холмогорова

*Удмуртский государственный университет,  
426034, Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская 1, корпус 1, [nadjaholm@mail.ru](mailto:nadjaholm@mail.ru)*

Проведена биоиндикация загрязнения реки Ува. Всего отмечено 123 вида макробеспозвоночных. Показатели индекса сапробности менялись от 1.7 до 3.74, что соответствует β– мезосапробной, α– мезосапробной и полисапробной зонам. Выявлена зона экологического бедствия, которая формируется ниже выпуска сточных вод молокозавода в п. Ува и простирается на 25 км вниз по течению.

Река Ува – правый приток реки Вятки третьего порядка, Камский речной бассейн. Берет начало из родника в Увинском районе Удмуртской Республики. Общая длина реки 112 км, площадь бассейна 1230 км. Средний уклон 0.9 м км. Ширина русла в среднем течении 10–12 м, глубина на перекатах 0.4–1.2 м, на плесах до 2.0–2.5 м. Скорость течения не превышает 0.3 м/сек. В низовьях ширина русла возрастает до 15–22 м, скорость увеличивается до 0.5 м/сек. Расчетный среднегодовой расход воды в устье 5.5 м³/сек. На берегах реки Увы находятся два наиболее крупных населенных пункта рассматриваемой территории – поселок городского типа Ува и село Вавож, отводящие в водоток недостаточно очищенные стоки преимущественно коммунально-бытового происхождения [1].

Основные загрязнители реки – это деревообрабатывающие, коммунальные предприятия ПГТ Ува и молокозавод. Начиная с 2010 года на реке регулярно фиксируются заморы рыбы, и население жалуется на сильный неприятный запах от реки.

Проводимые регулярно химические анализы воды выявляют временное превышение ПДК по иону аммония, БПК<sub>5</sub> и низкое содержание растворенного кислорода. Все превышения носят локальный и непродолжительный характер.

Цель исследования: оценить экологическое состояние реки Ува по организмам макрозообентоса.

- Задачи: 1. Определить видовой состав донных макробеспозвоночных р. Ува;
2. Проследить динамику показателей численности и биомассы макрозообентоса;
3. Провести биоиндикацию по показателям макрозообентоса;
4. Выявить зоны экологического бедствия по результатам биоиндикации.

Сбор материала проводился автором с июня 2021 г по сентябрь 2022 г. на реке Ува. Всего проведено 2 отбора проб по всей протяженности реки и 4 отбора на участке Ува – Вавож. Отобрано 38 количественных проб макрозообентоса на 14 створах.

Створ № 1 установлен в окрестностях д. Тюлькино–Пушкар, створ № 2 в районе д. Удугучин, створ № 3 в окрестностях д. Новый Мултан, створ № 4 в д. Старая Тукля, створ № 5 ниже устья р. Изейка (фон п. Ува), створ № 6 в п. Ува, выше моста по ул. Заводской, створ № 7 в 170 м выше выпуска сточных вод молокозавода, створ № 8 место выпуска молокозавода, створ № 9 в 200 м ниже выпуска молокозавода, створ № 10 ниже п. Ува, выше выпуска с очистных сооружений п. Ува, створ № 11 500 м ниже выпуска с очистных сооружений п. Ува, створ № 12 выше села Вавож, створ № 13 с. Вавож, ниже моста, створ № 14 с. Вавож ниже пруда.

Отбор проб проводили дночерпателем ДАК–100 или гидробиологическим скребком. Животных выбирали сразу, фиксировали 70% раствором этилового спирта. Для учета бентоса на гравийно–галечных грунтах использовали рамку, ограничивающую площадь дна 0.25 м<sup>2</sup>, ниже по течению устанавливали скребком для отлова взмученных животных[2].

Параллельно со сбором бентоса проводили следующие гидрологические наблюдения:

- скорость течения измеряли поплавковым способом;
- минерализацию воды измеряли портативным tds–метром;
- проективное покрытие макрофитов;
- тип донных отложений.

При камеральной обработке собранных материалов определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу, биотический индекс Вудивисса, индекс сапробности по Пантле–Букку, олигохетный индекс Гуднайт–Уитлея, индекс видового разнообразия Шеннона–Уивера и выравненность сообщества по Пиелу [3].

Характеристика участков рек представлена в таблице 1. В месте выпуска сточных вод ОАО «Ува–молоко» вода имеет белый оттенок, прозрачность снижена. Выше выпуска вода прозрачная до дна. Ниже выпуска ОАО «Ува–молоко» на дне отмечены хлопья серо–белого оттенка, образующие слизистые сгустки, отмечается резкий неприятный запах воды и донных отложений. Стоит отметить гибель макрофитов (рдестов, элодеи канадской) в среднем течении, изредка встречаются останки растений желто–коричневого цвета со слизистым налетом. В среднем течении из–за гибели растений отмечено самое низкое проективное покрытие макрофитов. По всей реке преобладают песчаные донные отложения, с различными примесями на разных створах. Минерализация воды менялась по реке от 111 до 505 ppm, в районе выпуска сточных вод молокозавода минерализация была максимальной для среднего течения реки, 316 ppm.

Скорость течения менялась в диапазоне от 0 до 1 м/сек.

Таблица 1. Характеристика участков реки Ува, усредненные показатели

Участок реки	Тип грунта	Органические вещества в грунте, %	Минерализация воды, ppm	Проективное покрытие растений, %	Скорость течения, м/сек
Верхнее течение (д. Тюлькино–Пушкар–устье р. Изейка)	песок с примесью ила и детрита	2.4	<u>191</u> 111–505	28.2	0.37
Среднее течение (п. Ува–с. Вавож)	песчано–илистый, илисто–песчаный	1.6	<u>213</u> 137–316	8.8	0.46
Нижнее течение (с. Вавож–устье)	песчано–илистый, глина, галька, детрит	3.0	<u>238</u> 141–301	61.0	0.28

В составе макрозообентоса р. Ува зарегистрировано 123 вида и таксона более высокого ранга: 2 вида ракообразных, 1 – клещей, 7 – малощетинковых червей, 1 – круглых червей, 5 – пиявок, 8 – двусторчатых моллюсков, 17 видов брюхоногих моллюсков и 82 видов насекомых. Из насекомых по числу отмеченных видов преобладали личинки Diptera (26 видов), Ephemeroptera (14 видов), Coleoptera (14 видов). На каждой станции отмечалось от 2–х до 27 видов.

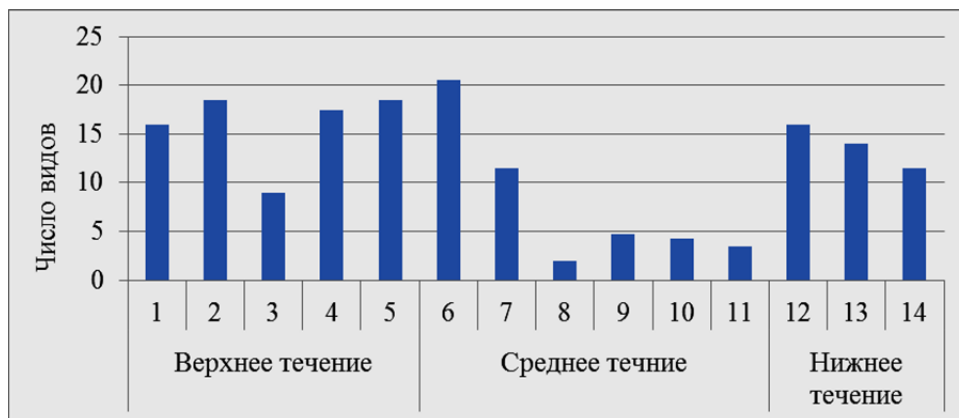


Рис. 1. Среднее число видов макрозообентоса в пробах р. Ува.

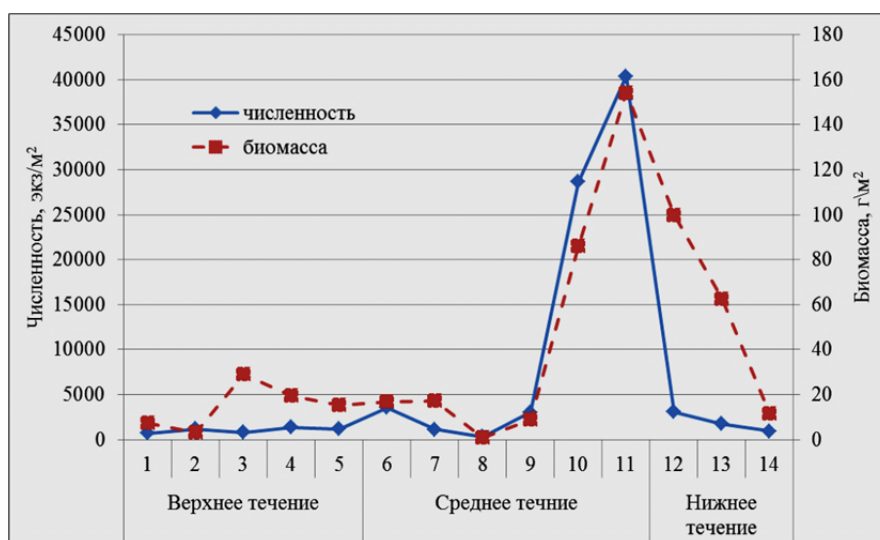


Рис. 2. Средние показатели численности и биомассы макрозообентоса р. Ува.



Рис. 3. Изменение индекса сапробности и индекса Гуднайта–Уитлея на р. Ува.

В верхнем течении по численности и биомассе в бентосе доминировали мелкие двусторчатые моллюски *Pisidium amnicum* (O.F. Mueller, 1774), постоянной частью сообщества были нимфы стрекоз (*Calopteryx splendens* (Harris, 1782), *C. virgo* L., 1758, *Platynemis pennipes* (Pallas, 1771), *Gomphus vulgatissimus* (L., 1758), *Somatochlora metallica* (Van der Linden, 1823), *Cordulia aenea* (L., 1758)), личинки ручейников (*Hydropsyche angustipennis* Curtis, 1834, *H. pellucidula* Curtis, 1834, *Neureclipsis bimaculata* (L., 1758), *Polycentropus*

*flavomaculatus* Pictet, 1834, *Brachycentrus (B) subnubilis* Curtis, 1834) и подёнок (семейств Baetidae и Caenidae). Также 100% встречаемость отмечена для олигохет семейства Tubificidae.

Отчетливо прослеживается резкое сокращение числа видов макрозообентоса на участке от выпуска сточных вод молокозавода до села Вавож. Из донных сообществ на данном участке полностью исчезли виды, чувствительные к загрязнению: личинки ручейников, подёнок, веснянок и моллюски (рис.1). В месте выпуска сточных вод молокозавода (створ № 8) отмечено минимальное видовое богатство, здесь отмечено всего два вида донных макробеспозвоночных: *Tubifex nevaensis* (Michaelsen, 1902) и один вид семейства Simuliidae.

Самоочищение реки от органических загрязнений наблюдается только ближе к с. Вавож (створ № 12), то есть на протяжении примерно 25 км река испытывает последствия сильнейшего органического загрязнения, что проявляется в элиминации большинства представителей макрозообентоса и массовом размножении олигохет.

В нижнем течении макрозообентос полностью восстанавливается, появляются оксифильные личинки ручейников и поденок, двусторчатые и брюхоногие моллюски, проективное покрытие макрофитов становится выше, чем в верхнем течении, чему способствует также снижение скорости течения.

Численность макрозообентоса на реке Ува менялась в пределах от 184.17 до 82476.2 экз/м<sup>2</sup>. Биомасса – от 483 до 488253 мг/м<sup>2</sup>. Минимальная плотность и биомасса бентоса отмечена на песчаном грунте в верхнем течении. Максимальные количественные показатели бентоса зарегистрированы в 500 м ниже выпуска с очистных сооружений п. Ува, что связано с массовым развитием олигохет (рис. 2). В некоторых местах плотность олигохет была настолько велика, что дно приобретало розовый цвет (станции 9–11).

Биотический индекс Вудивисса менялся от 1 до 8. Индекс Шеннона в диапазоне от 0.14 до 2.6. Минимум показателей наблюдался на станциях 8–11.

Показатели индекса сапробности менялись от 1.7 до 3.74 (рис. 3). В верхнем течении формируется β–мезосапробная, средний индекс сапробности – 2.09, в среднем течении диапазон индекса сапробности 1.89–3.74, что соответствует β–мезосапробной, α–мезосапробной и полисапробной зоне. В нижнем течении происходит восстановление показателей сапробности (S – 1.97–2.62) до β–мезосапробной зоны (рис. 3).

Наиболее информативным показателем воздействия стоков молокозавода на экосистему реки оказалась доля олигохет в бентосном сообществе. В полисапробной зоне реки, ниже выпуска сточных вод завода олигохеты семейства тубифицид становятся единственной постоянной группой макрозообентоса, способной переносить недостаток кислорода и экстремальное загрязнение легко окисляемыми органическими веществами. Олигохетный индекс в среднем течении достигает 100%, что по классификатору качества вод соответствует очень грязным водам. В верхнем и нижнем течении средние показатели индекса Гуднайта–Уитлея составили 14.57% и 22.27% соответственно, что соответствует очень чистым и чистым водам.

Таким образом, в результате проведенных исследований выявлена зона экологического бедствия, участок, где в результате хозяйственной либо иной деятельности произошли глубокие необратимые изменения окружающей природной среды, повлекшие за собой существенное ухудшение здоровья населения, нарушение природного равновесия, разрушение естественных экологических систем, деградацию флоры и фауны [4]. Такая зона на реке Ува Удмуртской Республики формируется ниже выпуска сточных вод молокозавода в п. Ува и простирается до северных окрестностей с. Вавож.

#### Список литературы:

1. Удмуртская Республика: Энциклопедия. Ижевск: Издательство «Удмуртия», 2008. – 768 с.
2. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция / под ред. Барулина Ю. А. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 51 с.
3. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. Кн. 1 / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко: Ин-т экологии Волж. бассейна. – М.: Наука, 2005. – 281 с.
4. Федеральный закон от 10 января 2002 г. N 7-ФЗ "Об охране окружающей среды". Статья 59.

### ТРОФИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ДОННОГО МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА В ЗОНАХ АККУМУЛЯЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

Н.А. Чечкова, В.В. Тервонен, Е.А. Лекандер

Петрозаводский государственный университет, 185910 г. Петрозаводск, tche4kova.natalia@yandex.ru

В работе представлены результаты исследования трофической структуры микробного сообщества донных отложений, отобранных с разных участков заливов Кирьявалахти и Якимварского Ладожского озера. Получены первичные данные о распределении сапротрофных, аминотетротрофных и олигокарбофильных бактерий.

Среди показателей, характеризующих природные сообщества, как правило, выделяют устойчивость, биоразнообразие, распределение относительной значимости видов, стадии сукцессии, а также трофическую структуру. Сообщества микрофлоры донных отложений интересны тем, что содержат бактерии с разнообразными биохимическими свойствами. Исследования таких сообществ связаны, в основном, с метагеномным анализом [1]. Однако, для определения уровня метаболической активности микроорганизмов,

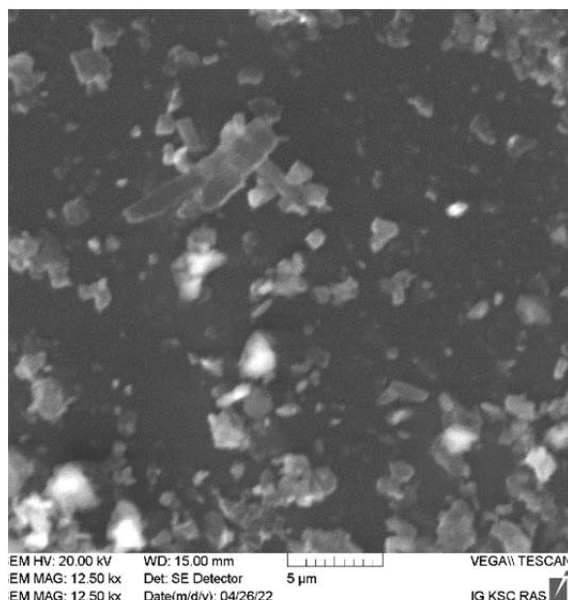
ряд авторов ставят в приоритет технологию культивирования и выделение бактериальных изолятов в чистую культуру с использованием набора селективных питательных сред [2]. Бактериологический подход к исследованию трофической структуры донного микробного сообщества обосновывают разными пищевыми потребностями бактерий, выделенных из донных отложений озер и разнообразием биогеохимических процессов, которые находятся под их строгим контролем. Одним из наиболее важных, является круговорот азота, где бактерии с протеолитической и/или уреолитической активностью контролируют процессы минерализации органического вещества [3]. Ряд авторов [2, 4] также считают, что благодаря бактериологическому анализу донных отложений возможно получение более полной информации об экологическом состоянии водного объекта в течение длительного периода времени, который включает также период, предшествующий обследованию. Это позволяет определить вторичное загрязнение воды веществами и микроорганизмами, накопившимися в отложениях после их поступления в водоем.

Цель выполненного исследования заключалась в выявлении особенностей трофической структуры донного микробного сообщества некоторых акваторий Ладожского озера, испытывающих антропогенное загрязнение и влияние органоминеральных веществ донных иловых отложений. Для реализации цели исследования проанализирована топография и элементный состав отобранных образцов донных иловых отложений и описаны, выделенные из них, сапротрофные, аминогетеротрофные и олигокарбофильные группы бактерий.

Материалом для изучения трофической структуры донного микробного сообщества послужили образцы донных отложений, отличающихся по глубине залегания (20, 30 и 42 м) и характеристикам фракций. Донные отложения отбирали с разных участков заливов Кирьявалахти и Якимварского, расположенных в акватории Ладожского озера. Для анализа их топографии и элементного состава использовали электронный микроскоп HITACHI SU1510 с энергодисперсионной приставкой. Для этого образцы ДО предварительно высушивали и проводили исследование при увеличении объекта в 1000 и 10000 раз. Содержание азота оценивали по аммоний-иону ( $\text{мг/дм}^3$ ) согласно «Методике измерений массовой концентрации ионов аммония, в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера (ПНДФ 14.1:2:4.262–10)». Содержание фосфора оценивали по фосфатному фосфору ( $\text{мг/дм}^3$ ) согласно «Методике измерений фотометрическим методом массовой концентрации фосфатного фосфора в водах (РД 52.24.382)». Выделение бактерий из образцов ДО выполняли прямым посевом на агаризованные среды. Для сапротрофных аэробных бактерий использовали мясопептонный агар, сапротрофных анаэробных бактерий – среду Вильсен–Блера. Присутствие аминогетеротрофных бактерий учитывали с использованием пептонной воды и реактива Несслера. Олигокарбофильные виды выделяли с использованием 10-кратно разведенного рыбопептонного агара при температуре 21 °С [5]. Учет общего количества трофических групп бактерий в ДО выполняли с использованием метода микронавесок, предложенного Романенко В. И. и Романенко В. А. в 1971 г [6].

Всего, для описания трофической структуры донного микробного сообщества было проанализировано 23 образца донных отложений. Обнаружено, что образцы отложений, полученные с глубины залегания 20 м представляют из себя минеральные фракции в виде среднего песка с размером частиц 0.25–0.50 мм с крупными фрагментами органической фракции в виде мелкого детрита. С увеличением глубины залегания отложений, соответственно до 30 и 42 м, преобладали глинистые пылеватые минеральные фракции с размером частиц менее 0.05 мм и крупные органические фракции в виде ила. С помощью растрового электронного микроскопа-лиитографа с биологической приставкой изучены топографические особенности поверхности образцов донных отложений, получены электронные изображения объектов исследования (рис.) и усредненные спектры их элементного состава. Исследованные образцы донных отложений содержали такие элементы, как O, N, C, Na, K, Mg, Al, Si, Cl, Ca, Fe и P. Усредненные данные по аммоний-иону соответствовали  $0.063 \pm 0.020 \text{ мг/дм}^3$ , а по фосфатному фосфору –  $0.059 \pm 0.020 \text{ мг/дм}^3$ .

Средние значения количественных характеристик трофических групп донного микробного сообщества, в зависимости от глубины залегания исследуемых отложений, представлены в таблице. Для всех групп выявлена особенность распределения, связанная не только с доступностью питательного субстрата, но и со спецификой метаболических процессов, протекающих в клетках микроорганизмов. Число сапротрофных аэробных и анаэробных бактерий, которые являются чувствительными индикаторами содержания органических веществ в водоеме или его загрязнения различными по составу бытовыми и сельскохозяйственными сточными водами, зависело от глубины залегания ДО. С глубиной, количество аэробов сократилось от  $1.2 \times 10^7 \text{ КОЕ/г}$  до  $1.1 \times 10^4 \text{ КОЕ/г}$ , а анаэробов наоборот увеличилось – с  $0.1 \times 10^3 \text{ КОЕ/г}$  до  $0.2 \times 10^8 \text{ КОЕ/г}$ . Максимальное количество аминогетеротрофов обнаружено на глубине залегания ДО 30 м и составило  $5.1 \times 10^5 \text{ КОЕ/г}$ . На глубине 20 м и 42 м количество аминогетеротрофных бактерий оставалось на уровне 1.3,  $0.2 \times 10^4 \text{ КОЕ/г}$ . Необходимо отметить, что в исследуемых образцах ДО оказалось незначительное количество олигокарбофильных бактерий, которые хорошо используют малые концентрации органического вещества. Их присутствие в количестве  $0.2 \times 10^3 \text{ КОЕ/г}$  было зафиксировано только на глубине залегания донных отложений 20 м, на глубине 30 и 42 м – они отсутствовали.



**Рисунок.** Электронная фотография образца донных отложений с глубины залегания 20 м.

**Таблица.** Количественное распределение трофических группировок зубактерий в зависимости от глубины залегания донных отложений

Трофические группы	Глубина залегания		
	20 м	30 м	42 м
	КОЕ/г		
Сапротрофные аэробы	$1.2 \times 10^7$	$0.6 \times 10^4$	$1.1 \times 10^4$
Сапротрофные анаэробы	$0.1 \times 10^3$	$0.2 \times 10^5$	$0.2 \times 10^8$
Аминогетеротрофы	$1.3 \times 10^4$	$5.1 \times 10^5$	$0.2 \times 10^4$
Олигокарбофилы	$0.2 \times 10^3$	0	0

В результате выполненных исследований проведена комплексная оценка трофической структуры донного микробного сообщества в зонах аккумуляции органического вещества в заливах Кирьявалахти и Якимварского Ладожского озера, сформировавшихся на основе постоянного антропогенного загрязнения. Обнаружены колебания численности микроорганизмов всех эколого-трофических групп, обеспечивающих реализацию азотного и углеродного цикла в донных отложениях озера. Изменение численности сапротрофных бактерий наблюдалось с глубиной. Аккумуляция основной биомассы аминогетеротрофов была зафиксирована на глубине залегания ДО в 30 м, при этом, данная трофическая группа бактерий оказалась самой устойчивой к антропогенному воздействию, что выразилось в отсутствии выраженных различий в численности, с глубиной залегания ДО. Минимальная численность была установлена для олигонитрофилов, обнаруженных только на глубине залегания ДО в 20 м. Можно предположить, что такое распределение трофических группировок зубактерий связано с действием локальных условий в водоеме, сказывающихся на развитии гидролитиков, копиотрофов и олиготрофов. Вероятно, в данных экологических условиях копиотрофы, не справляющиеся со снижением содержания мономеров в среде, которые образуются на первой стадии гидролиза органического вещества и, таким образом, не позволяют развиваться группе олиготрофов, которые и утилизируют остаточное органическое вещество.

#### Список литературы:

1. Yergeau, E., Hogues, H., Whyte, L.G. and Greer, C. W. The functional potential of high Arctic permafrost revealed by metagenomic sequencing, qPCR and microarray analyses // *The ISME Journal*. – 2010. – № 4. – P. 1206 – 1214.
2. Srinivas, T. N., Nageswara, Rao S. S., Vishnu, Vardhan Reddy P., Pratibha, M. S. et al. Bacterial diversity and bioprospecting for cold-active lipases, amylases and proteases, from culturable bacteria of Kongs-fjorden and Nyalesund, Svalbard, Arctic // *Current Microbiology*. – 2009. – № 59. – P. 537–547.
3. Sutyła, M., Tomaszek, J.A. and Masłoń, A. Anaerobic conversions of ammonium nitrogen in aquatic ecosystems // *Environment Protection Engineering*. – 2009. – № 35. – P.105–111.
4. Albinger, O. Bacteriological investigation of water and sediment of the River Danube between Streamkilometers 16 and 1868 from March 13rd–17th Arch // *Hydrobiol., Suppl.* – 1992. – № 84. – P. 115.
5. Кузнецов, С. П., Дубинина, Г. А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. – 288 с.
6. Романенко, В. И., Романенко, В. А. К методике определения численности бактерий в иловых отложениях водоема // *Микробиология*. – 1971. – Т. XI, Вып. 5. – С. 37–46.

# ФАКТОРЫ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ ДЛЯ ЭФФЕКТИВНОГО ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ВОДНЫХ БИОРЕСУРСОВ И ПОДДЕРЖАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

Ф.М. Шакирова<sup>1</sup>, В.З. Латыпова<sup>2,3</sup>, Г.Д. Валиева<sup>1</sup>, О.В. Никитин<sup>2</sup>, О.К. Анохина<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, Татарский филиал ФГБНУ «ВНИРО», «ТатарстанНИРО», 420111, Казань, Республика Татарстан, shakirovafm@gmail.com

<sup>2</sup>Казанский (Приволжский) федеральный университет, 420008, Казань, Республика Татарстан, ecoanrt@yandex.ru; olnova@mail.ru

<sup>3</sup>Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Казань, Республика Татарстан, ecoanrt@yandex.ru

Представлены основные факторы внешней среды, благоприятные для эффективного естественного воспроизводства водных биологических ресурсов (ВБР) водохранилища. Оценены уровни воды по экологическим требованиям к эффективному воспроизводству ВБР и к качеству поверхностных вод в разные фазы водного режима.

На эффективность размножения рыб в Куйбышевском водохранилище влияет ряд факторов, включающих характер уровня режима, наличие достаточного количества стада производителей и нерестилищ, зарастаемость и заболачиваемость водоема приводящие к уменьшению площади эффективных нерестилищ, качество воды водохранилища и др., в совокупности сказывающиеся на качестве среды обитания.

Одним из вышеперечисленных факторов, влияющих на эффективность размножения рыб в Куйбышевском водохранилище, является регулируемый уровень режим, который в результате его резких колебаний в период нереста рыб приводит нередко к гибели уже отложенной икры и к снижению эффективности естественного воспроизводства водных биологических ресурсов (ВБР). Отсюда, уровень воды в водохранилище, а в связи с этим состояние мелководий в весенний период (с конца апреля до середины июня) играет ведущую роль для воспроизводства фотофильных рыб, т.к. в этот период в мелководной зоне располагаются их прибрежные нерестилища. Именно в этот период на икру и личинок рыб губительно влияет сработка воды. Поэтому особенно сильно страдают от значительного сброса воды такие стенобионтные виды как щука, синец, сазан и другие, которые размножаются в прибрежье, на небольших глубинах [1, 2]. Исследованиями обнаружено, что в несколько лучшем положении оказались в Куйбышевском водохранилище эврибионтные виды у которых в условиях неблагоприятного уровня режима проявились приспособительные свойства, заключающиеся в возможности осваивать для размножения участки с глубинами до 5 м и более, естественно, при наличии нерестового субстрата (лещ, судак) или возможность нереститься, как синец, при повторном повышении уровня воды в водохранилище [3]. Выявлено, что, несмотря на ежегодное пополнение запасов этих рыб, в маловодные годы эффективность их нереста бывает значительно ниже, чем в многоводные. Это объясняется тем, что в годы с высоким уровнем воды рыбы используют разные типы нерестилищ, как мелководные прибрежные, так и глубоководные, расположенные в открытой части водохранилища. Тогда как в маловодные годы прибрежные нерестилища не заливаются, размножение рыб происходит только в открытой глубоководной части водохранилища и личинки вынуждены нагуливаться в зоне с меньшими запасами зоопланктона и подверженной действию волны, что ведет к значительной их гибели. Тогда как в многоводные годы личинки, после прохождения стадии покоя, мигрируют в более богатую кормом прибрежную зону и защищенные от волнобоя мелководные заливы [1, 4].

Наглядным примером неблагоприятного гидрологического режима для нереста и нагула молоди основных промысловых рыб явился весенний период 2008, 2009 и 2010 гг. [5], который сказался на эффективности размножения и численности таких видов рыб как щука, лещ, синец и др., через 4–5 лет отразившегося на их уловах из-за вступления в промысел рыб малочисленного поколения этих годов рождения [6].

Выявлено, что даже численность стерляди, которая, казалось бы, мало связана с мелководной зоной, в значительной степени определяется величиной весеннего уровня воды. Так пополнение запасов у стерляди так же, как и у фотофильных рыб, в маловодные годы крайне ограничено, а наиболее многочисленные поколения появляются в многоводные годы. Это связано с тем, что в многоводные годы участки с галечно-песчаным грунтом в период весеннего половодья промываются более интенсивно, освобождаясь от иловых отложений, что способствует образованию больших площадей нерестилищ и создаёт нормальные условия для развития отложенной стерлядьей икры [1].

Таким образом, важным фактором сегодня следует признать состояние прибрежных нерестилищ. В результате многолетнего функционирования Куйбышевского водохранилища и при общем потеплении климата увеличилась степень зарастания водоема, существенно изменился видовой состав и распространение водной и околоводной растительности, являющейся нерестовым субстратом для фитофильных видов рыб [7], что также отражается на эффективности использования нерестилищ рыбами.

Учитывая, что в Куйбышевском водохранилище действует фактор изменчивости уровня воды, колебания его сказываются на развитии макрофитов. Большая часть фитофилов откладывает икру на глубинах от 0,2 до 1,5 м на типичный для них субстрат (мягкую погруженную водную растительность: рдесты, роголистник, уруть

и т.д.), тогда как заросли воздушно-водной растительности с жесткими стеблями, такие как рогоз *Typha angustifolia*, тростник *Phragmites australis* производителями рыб для нереста не используются и зачастую становятся непреодолимой преградой к прибрежным нерестилищам, что с рыбохозяйственной точки зрения представляет негативный процесс, так как заросли препятствуют проникновению рыб к основным затопленным прибрежьям. В настоящее время процессы, связанные с зарастанием мелководных прибрежий высшей околотоводной растительностью, значительно ускоряются [8]. Кроме того, увеличение заросших растительностью площадей приводит к снижению водообмена и заболачиванию мелководных биотопов, а прогрессирующее зарастание водохранилища выступает в данном случае как фактор, изменяющий морфометрические параметры водоема. Причем увеличение зарастания приводит к росту мелководных площадей, а это, в свою очередь, стимулирует дальнейший процесс зарастания [8].

Подтверждением сказанному являются результаты исследований сотрудников Татарского отделения ГосНИОРХ. Выявлено, что эффективным размножение рыб в Куйбышевском водохранилище бывает лишь в те годы, когда в период нереста образуются мелководья площадью не менее 25 тыс. км<sup>2</sup>, т.е. при уровне равном или выше НПУ (53 м БС). В маловодные годы, когда мелководья занимают площадь 900–1200 км<sup>2</sup>, пополнение запасов рыб незначительно или практически не происходит [1].

Исследования, проведенные в течение 2009–2020 гг. [6] показывают, что эффективность воспроизводства рыб зависит как от оптимального гидрологического режима водохранилища весной и залития максимального количества нерестилищ, находящихся, как правило, на участках, с многолетней наземной растительностью, так и условий для нагула молоди рыб: высокие ( $\geq 52,5$  м БС) уровни воды водохранилища на протяжении всего летнего периода способствуют благоприятному нагулу молоди, прежде всего, на участках с развитой околотоводной растительностью. Подтверждено, что в условиях Куйбышевского водохранилища даже небольшие нерестовые стада могут дать значительное потомство при оптимальных условиях размножения [3].

Известно, что макрофиты играют как положительную, так и отрицательную роль в формировании качества воды. Они являются мощными агентами самоочищения вод, но их массовое развитие снижает проточность воды, приводит к заилению, обильному развитию перифитона, зоопланктона и фитопланктона и способствует эвтрофикации водоема. Интенсивное гниение высшей водной растительности, оставшейся на берегу в начале и середине меженного периода, приводит к вторичному загрязнению водоемов биогенными элементами, что дает толчок к интенсификации процессов эвтрофикации водоема и ухудшению качества воды [8].

С процессами эвтрофикации связаны такие неблагоприятные для водных экосистем последствия, как сопутствующее массовое развитие синезеленых водорослей (цианобактерий) в водоемах в результате их загрязнения биогенными элементами и так называемое «цветение» воды, приводящие к ухудшению качества воды; продуцирование синезелеными водорослями широкого ряда вторичных метаболитов – цианотоксинов, которые повышают токсичность среды обитания, губительно влияют на водную флору и фауну и приводят к смене доминирующих видов гидробионтов; процессы отмирания и разложения водорослей, приводящие к резкому снижению концентрации растворенного кислорода и как следствие – к замору рыб и гибели других гидробионтов. Проведенное в 2011 г. исследование выявило превышение рекомендуемых ВОЗ нормативов для суммарного содержания наиболее распространенных цианотоксинов – микроцистинов в акватории Куйбышевского водохранилища [9]. Многолетние исследования показывают, что процессы эвтрофикации и сопутствующие им негативные последствия для водных и водных биологических ресурсов являются ответной реакцией экосистемы водоема на уровенный и температурный режим водохранилища [10]. Так, экспериментально установлено [10], что наблюдаемые ранней весной и в начале лета процессы эвтрофикации при относительно низком уровне воды в Куйбышевском водохранилище (<52 м БС) обусловлены развитием наиболее токсичных видов цианобактерий родов *Microcystis* и *Anabaena*. Тогда как при уровнях не ниже значения НПУ (53 м БС) развитие синезеленых водорослей не столь интенсивно, в воде обнаруживаются водоросли рода *Aphanizomenon* с менее токсичными метаболитами. В качестве первого приближения для величины оптимального уровня воды в Куйбышевском водохранилище в летний период можно принять рекомендации по поддержанию уровня воды на отметке не ниже НПУ (53 м БС) без резких скачков и колебаний в целях снижения упомянутых выше негативных последствий процессов эвтрофикации [10].

Для количественной оценки оптимальных уровней воды с учетом основных экологических требований к качеству воды методом корреляционного анализа парных рядов гидрохимических и гидрологических данных многолетних экспедиционных и лабораторных исследований, систематизации и статистической обработки информации по 14 постам наблюдательной сети Росводресурсов количественно охарактеризована изменчивость качества воды Куйбышевского водохранилища при изменении его уровня в среднем и для отдельных фаз водного режима [2, 11].

На большинстве постов наблюдений гидробиологического (фитопланктон, зоопланктон, бентос) и гидрохимического мониторинга воды Куйбышевского водохранилища отнесены к категории «умеренно-загрязненных» (III класс качества). Характеристика гидрологического режима Куйбышевского водохранилища на основе большого массива гидрологической информации по результатам экспедиционных обследований и сведениям ФГУП «Центр Регистра и Кадастра» выявляет значительные колебания уровня воды, связанные с годовыми и внутригодовыми колебаниями метеорологических факторов. Построенные кривые обеспеченности уровней воды верхнего бьефа Куйбышевского гидроузла в характерные периоды позволили рассчитать уровни воды для разных уровней обеспеченности. Так, уровень воды водохранилища 95%-ной обеспеченности для половодья составляет 49,5 м; для летне-осенней и зимней межени – 49,7 и 48,5 м, соответственно. Вероятность превышения уровня 49 м БС составляет для половодья 99,3%, для летне-осенней межени – 98,7%, для зимней



межени – 84,4%. Вероятность превышения уровня НПУ 53 м БС составляет для половодья 12,4%, для летне-осенней межени – 4,6%, в период зимней межени такие уровни воды не отмечаются.

По результатам статистического анализа распределения исследованных гидрохимических и гидрологических показателей по постам наблюдений при помощи критерия Краскела–Уоллиса выявлена пространственная однородность как уровня загрязнения (по индексу загрязнения вод – ИЗВ), так и колебаний уровня воды (м БС) водохранилища в пределах отдельных плесов и в пределах вод РТ в целом.

Методом корреляционного анализа парных рядов гидрохимических и гидрологических данных показано наличие статистически значимой линейной зависимости индекса загрязнения ИЗВ от уровня воды на конкретную дату отбора проб при средней стандартной ошибке аппроксимации (6,6%) для отдельных фаз водного режима водохранилища. Адекватность определенного количественного выражения подтверждается статистическими параметрами уравнения регрессии и результатами выполненного анализа остатков (как разность между наблюдаемыми и предсказанными значениями). По полученному линейному уравнению регрессии были найдены прогнозные значения индекса ИЗВ в виде границ их доверительного интервала при различных уровнях воды Куйбышевского водохранилища. В целом средний прогнозируемый уровень для воды водохранилища по экологическим требованиям к качеству водных ресурсов составляет для весеннего половодья и летне-осенней межени 52 м БС с обеспеченностью 69,9 и 58,8% соответственно; поддержание соответствующих уровней ( $\leq 49$  м БС) в зимнюю межень, оцененных по ограниченным данным зимнего мониторинга в условиях крайне низкой обеспеченности (19,1%), требует дополнительных исследований.

Минимальный допустимый уровень воды в водохранилище по полученной регрессионной модели с учетом стандартной ошибки ее оценивания, дает величину ИЗВ, которая не превышает нормативов качества, соответствующих верхней границе «умеренно-загрязненных вод». Уровень воды водохранилища для обеспечения «чистых» и «очень чистых» вод является нереализуемым, т.к. он превышает максимальный допустимый уровень (ФПУ=54,7 м) для безаварийного пропуска весеннего половодья вероятностью превышения 0,01 % (с гар.попр.). То есть в условиях трансформации Волги в цепь водохранилищ с замедленным водообменом, в условиях сезонного регулирования уровня воды Куйбышевского водохранилища и сложившихся природно-обусловленных и антропогенных нагрузок на поверхностные воды последние не могут быть чище «умеренно загрязненной» — это тот максимум, который могут обеспечить экосистемы водохранилища в сформировавшихся к настоящему времени условиях [2].

Таким образом, приведенные выше значения уровня воды водохранилища для отдельных фаз водного режима, благоприятные для воспроизводства рыб и сохранения рыбных запасов, согласуются с оптимальными уровнями воды и по требованиям к качеству поверхностных вод водохранилища [2, 11].

*Часть исследований выполнялась за счет средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету для выполнения государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM–2022–0003.*

#### Список литературы:

1. Цыплаков Э.П. Рыбохозяйственное значение мелководной зоны Куйбышевского водохранилища // Изв. ГосНИОРХ, 1974. Т. 89. С. 137–150.
2. Динамика состояния экосистем и популяций рыб различных экологических групп Куйбышевского водохранилища /под редакцией В.З. Латыповой и Ф.М. Шакировой. – Казань: Изд-во «АН РТ». 2020. – 122 с.
3. Таиров Р.Г., Северов Ю.А., Шакирова Ф.М. Синец Куйбышевского водохранилища (на примере Мешинского залива). С–Петербург, 2012. 84 с.
4. Кузнецов В.А., Холостова Е.В. Численность личинок рыб, находящихся в разных экологических условиях, в верхней части Куйбышевского водохранилища //Животный мир Южного Урала и Северного Прикаспия. Оренбург: Изд-во ОГПУ, 2000. С. 49–50.
5. Шакирова Ф.М., Таиров Р.Г., Северов Ю.А. Влияние уровня режима Куйбышевского водохранилища на формирование его рыбных запасов // Рыбн. х-во, 2012. №1. С.40–43.
6. Шакирова Ф.М., Северов Ю.А., Анохина О.К., Горшков М.А., Валиева Г.Д., Гранин А.В., Ахтямова Р.К. Анализ состояния запасов основных промысловых рыб Куйбышевского водохранилища за период 2000–2018 гг. и эффективность их использования промыслом // Вестник АГТУ. Сер.: Рыбное хозяйство. 2021. № 1. С. 38–50. DOI: 10.24143/2073–5529–2021–1–38–50
7. Папченков В.Г. Флора водохранилищ Среднего Поволжья // «Горизонты гидробиологии» Труды института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова. Ярославль: Филигрань, 2015. Вып. 71(74). С. 13 –22.
8. Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы: М.: Т-во научных изданий КМК. 2010. 250 с.
9. Никитин О.В., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю., Шуралев Э.А., Бравков А.П., Мухаметшина Е.Г., Халиуллина Л.Ю., Шибаев А.П. Эвтрофирование как фактор загрязнения куйбышевского водохранилища цианотоксинами // Журнал экологии и промышленной безопасности. – 2012. – №3. – С. 98–100.
10. Халиуллина Л.Ю., Мухаметшин Ф.Ф. Проблема «цветения» воды Куйбышевского водохранилища: мониторинг в пределах 1988–2016 гг. // Материалы межд. научн–практ. конф. /Глобальное распространение процессов антропогенного эвтрофирования водных объектов: проблемы и пути решения. Казань, 2017. С. 168–181.

11. Латыпова В.З., Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Шакирова Ф.М., Удачин С.А., Шагидуллин Р.Р., Иванов Д.В., Яковлева О.Г., Мухаметшина Е.Г. Качество поверхностных вод Куйбышевского водохранилища в условиях различной водности //Российский журнал прикладной экологии, 2015. – №4. – С 25–31.

## АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ЛИМНИЧЕСКОГО СООБЩЕСТВА ЗООПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ПРОХОЖДЕНИЯ ВОДНЫХ МАСС ЧЕРЕЗ ПЛОТИНУ НИЖЕГОРОДСКОЙ ГЭС

Г.В. Шурганова, В.С. Жихарев, Д.Е. Гаврилко, Т.В. Золотарева

*Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского, 603950, Нижний Новгород, пр. Гагарина, 23, galina.nngu@mail.ru*

Установлено, что основное обеднение зоопланктона происходит преимущественно в условиях повышенной турбулентности водного потока в зоне речной гидравлики Чебоксарского водохранилища. Численность и биомасса зоопланктона после прохождения через плотину Нижегородской ГЭС снижается в среднем в 2 раза. На акватории зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища продолжается снижение численности в 5–7 раз по сравнению с акваторией Горьковского водохранилища. Восстановление численности и биомассы зоопланктона начинается только через 40–50 км ниже Нижегородской ГЭС.

Многие реки Европейской части России сильно изменены и преобразованы фактически в каскады водохранилищ. Плотины регулируют поток воды, нарушая тем самым обмен воды водохранилища с нижележащими речными участками. Подобное изменение гидрологического режима реки влияет и на зоопланктоценозы [6, 7]. Установлено, что попуски воды через ГЭС приводят к обеднению фауны гидробионтов [4]. В ряде работ была произведена количественная оценка гибели планктонных организмов, вызванная их повреждением в агрегатах ГЭС. Было показано, что гибель организмов зоопланктона может достигать 90% от их численности [1].

Большая часть исследований гибели планктонных организмов, в частности ракообразных, проводились на высоконапорных ГЭС, например, на Красноярской ГЭС (р. Енисей). По данным О.П. Дубовской с коллегами [3] количество мертвого зоопланктона увеличивается при переходе плотины (с 32.8% до 62.5%), а в 32 км ниже плотины увеличивается по сравнению с водохранилищем в 2.7 раза. По мере удаления от плотины в реке происходит не только количественное, но и качественное обеднение зоопланктона. Особенно резко сокращается количество крупных ветвистоусых ракообразных (в 19 раз). Водохранилищный планктон быстро гибнет в речных условиях из-за высокой турбулентности. Скорость течения при этом является основным фактором, который ограничивает развитие зоопланктона. Критическая скорость течения для развития лимнического зоопланктона составляет 0.25 м/с, благоприятная – 0.12–0.18 м/с [2].

Таким образом, исследователями подтвержден факт гибели гидробионтов при прохождении через агрегаты гидроэлектростанций, но на современном этапе нет однозначно устоявшегося мнения о причинах снижения численности планктонных организмов в нижнем бьефе гидроэлектростанции. Необходимы дальнейшие исследования для решения этой задачи.

Цель настоящей работы – анализ влияния Нижегородской ГЭС (Нижегородский гидроузел) на сообщество зоопланктона Горьковского водохранилища и его трансформация в зоне речной гидравлики Чебоксарского водохранилища.

Исследование зоопланктона проводили на акваториях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ. На акватории Горьковского водохранилища пробы зоопланктона отбирали в его приплотинной части и верхнем бьефе Нижегородской ГЭС. На акватории Чебоксарского водохранилища – в нижнем бьефе Нижегородской ГЭС и зоне речной гидравлики (верхняя речная часть Чебоксарского водохранилища) через каждые 10 км до г. Нижний Новгород (рис. 1).



**Рис. 1.** Карта-схема станций отбора проб зоопланктона на акватории Горьковского и Чебоксарского водохранилищ в период летней межени (июль) 2021 г., на следующих станциях отбора проб: 1,2 – приплотинный участок Горьковского водохранилища; 3,4 – верхний бьеф Нижегородской ГЭС; 5 – нижний бьеф Нижегородской ГЭС; 6–10 – зона речной гидравлики Чебоксарского водохранилища (6 – выше г. Балахна; 7 – ниже г. Балахна; 8 – пос. Большое Козино; 9 – выше Борского моста; 10 – левый берег у г. Бор).

На каждой станции отбирали пробу зоопланктона путем тотальных ловов от дна до поверхности сетью Джеди (нейлоновое сито с ячейей 70 мкм). Пробы фиксировали 4% раствором формалина, камеральную обработку проводили по стандартной методике [5]. Идентификацию видов зоопланктона проводили с использованием определителей и руководств. Статистическая обработка данных по горизонтальному распределению зоопланктона заключалась в проведении регрессионного анализа. Все расчёты проводились в среде R [8].

За период исследования акваторий Горьковского и Чебоксарского водохранилищ было идентифицировано 64 вида беспозвоночных организмов, из которых к коловраткам (Rotifera) относилось – 37 (58%), ветвистоусым ракообразным (Cladocera) – 18 (28%) и веслоногим ракообразным (Copepoda) – 9 (14%). Среди коловраток отмечены представители 12 семейств, среди которых наибольшим богатством характеризовалось семейство Brachionidae Ehrenberg, 1838 – 9 видов и семейство Synchaetidae Hudson & Gosse, 1886 – 9 видов. Ветвистоусые ракообразные были представлены 8 семействами. Видовое богатство Cladocera формировали, главным образом, представители семейства Chydoridae Stebbing, 1902 (4 вида) и семейства Daphniidae Straus, 1820 (4 вида). Фауну веслоногих ракообразных слагали представители семейства Cyclopidae Dana, 1846 (4 вида), Temoridae Giesbrecht, 1893 (3 вида), а также Diaptomidae Baird, 1850 (2 вида). Населяющие исследованные водные объекты виды имеют, преимущественно, широкое распространение и являются космополитами.

Основу видового богатства приплотинного участка Горьковского водохранилища и верхнего бьефа Нижегородской ГЭС слагали коловратки, доля которых варьировалась от 51.7% до 66.6% от общего количества видов. Комплекс доминирующих видов зоопланктона в большей степени формировали ракообразные (*Daphnia galeata* Sars, 1864 – 11.8–23.3%, Nauplii Cyclopoida – 22.5–50.2%, а также копеподитные стадии Cyclopoida – 12.9–15.2% от общей численности зоопланктона). Кроме того, в число доминирующих видов входила коловратка *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1832, доля которой от общей численности зоопланктона изменялась от 14.0% до 39.4%.

На акватории нижнего бьефа Нижегородской ГЭС и зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища видовое богатство также формировалось преимущественно коловратками (60.0–67.8% от общего числа видов). Комплекс доминирующих видов зоопланктона несколько изменился. Ниже Нижегородской ГЭС по численности преобладала коловратка *E. dilatata* (26.7–42.7%). Следует отметить, что в число доминирующих видов также входили Nauplii Cyclopoida (12.7–20.8%), Copepodit Cyclopoida (11.6–21.6%), а также ветвистоусый рачок *D. galeata* (11.1–15.4%) (табл. 2). На расстоянии 40 км от плотины Нижегородской ГЭС в число видов-доминантов вошла коловратка *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832 (11.5–12.4%).

Общая численность зоопланктона на акватории приплотинного участка Горьковского водохранилища и верхнего бьефа Нижегородской ГЭС варьировала от 23.6 до 33.9 тыс. экз./м<sup>3</sup>. После прохождения зоопланктона через Нижегородский гидроузел численность зоопланктона снизилась до 29.2 тыс. экз./м<sup>3</sup>. По мере удаления от плотины в зоне речной гидравлики Чебоксарского водохранилища продолжалось обеднение лимнического планктонного сообщества Горьковского водохранилища. Суммарная численность зоопланктона при этом снизилась в среднем в 2 раза (до 12.3 тыс. экз./м<sup>3</sup>) и лишь в 50 км от плотины наблюдался рост общей численности зоопланктона (рис. 2). Подобные изменения общей численности зоопланктона являются статистически значимыми ( $R^2 = 0.6496$ ,  $p$ -значение = 0.005) (рис. 2).

Среди основных таксономических групп зоопланктона обеднение наблюдалось только в группах ветвистоусых и веслоногих ракообразных. Коловратки, как наименее подверженные гибели в условиях кавитации и турбулентности, не снижали своей численности. Так, численность Cladocera к нижнему бьефу снижалась почти в 2 раза. При отдалении от плотины Нижегородской ГЭС, численность ветвистоусых рачков продолжала снижаться (в 3–4 раза), и лишь в 40–50 км от плотины наблюдалось незначительное увеличение их численности. Подобные изменения численности ветвистоусых ракообразных также являются статистически значимыми ( $R^2 = 0.7208$ ,  $p$ -значение = 0.002) (рис. 2).

Веслоногие ракообразные реагируют на смену условий обитания подобным образом. При прохождении через турбины Нижегородского гидроузла их численность снижалась в 1.7 раза. Попадая в условия турбулентности в зоне речной гидравлики Чебоксарского водохранилища их численность продолжала снижаться в 3–4 раза. При этом через 40–50 км ниже плотины численность веслоногих рачков также увеличивается. Тренд снижения численности Copepoda был слабее ( $R^2 = 0.4078$ ) чем у Cladocera, однако он также являлся статистически значимым ( $p$ -значение = 0.046) (рис. 2).

Коловратки, как наименее подверженные повреждению в турбинах гидроагрегатов, в речных условиях зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища наращивают свою численность и биомассу (рис. 2, 3). Это может быть связано с влиянием большого количества рек-притоков на данном участке Чебоксарского водохранилища, т.к. зоопланктон притоков преимущественно формируется коловратками.

Общая биомасса зоопланктона на акватории приплотинного участка Горьковского водохранилища и верхнего бьефа Нижегородской ГЭС варьировала от 2.2 до 5.5 г/м<sup>3</sup>. После прохождения зоопланктона через Нижегородский гидроузел его биомасса снижалась до 2 г/м<sup>3</sup> (в среднем в 1.5 раза). По мере удаления от плотины в зоне речной гидравлики Чебоксарского водохранилища продолжалось снижение биомассы. Так, биомасса зоопланктона падала до 0.45 г/м<sup>3</sup>, что более чем в 4 раза ниже, чем в нижнем бьефе Нижегородской ГЭС и в 10 раз ниже, чем на акватории приплотинного участка Горьковского водохранилища и верхнего бьефа

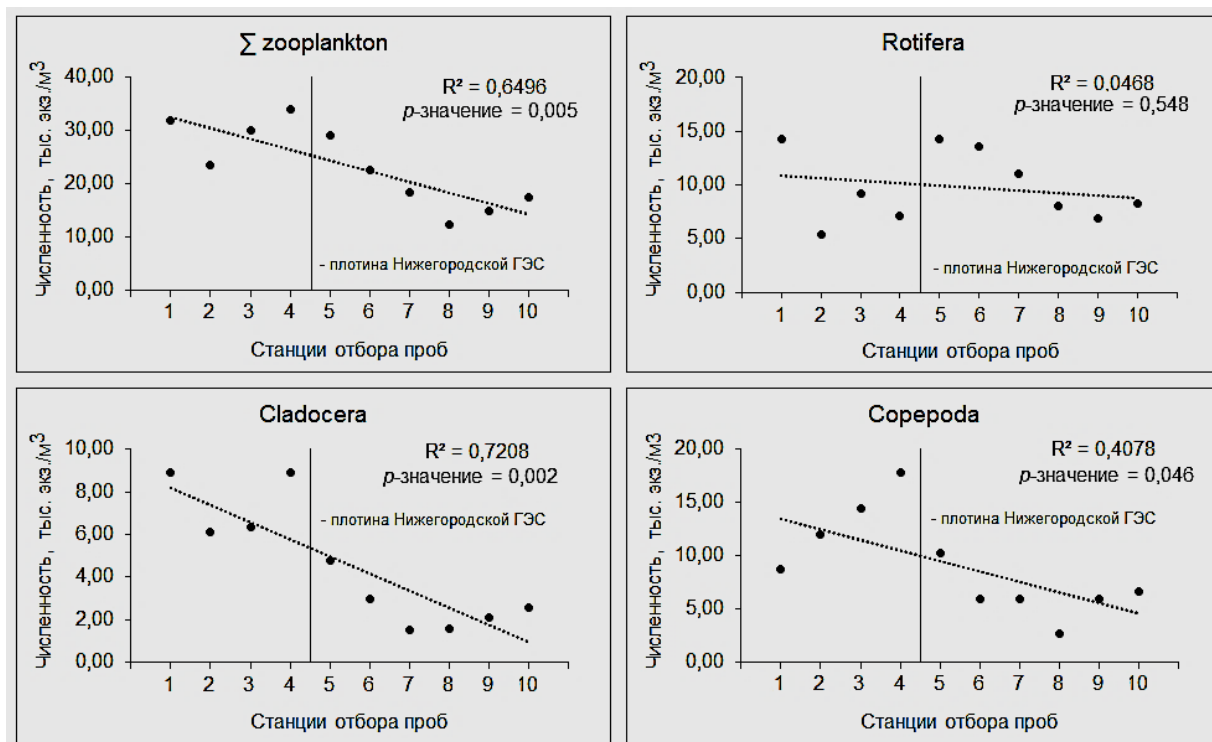
Нижегородской ГЭС. Тренд снижения общей биомассы зоопланктона при этом являлся статистически значимым ( $R^2 = 0.7298$ ,  $p$ -значение = 0.001) (рис. 3).

Обеднение биомассы зоопланктона осуществлялось, преимущественно, за счет ветвистоусых ракообразных, доля которых в биомассе приплотинного участка Горьковского водохранилища, верхнего и нижнего бьефа Нижегородской ГЭС, а также зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища варьирует от 86.5% до 98.8%. Биомасса Cladocera после прохождения через Нижегородский гидроузел снижалась в 1.5 раза. На акватории зоны речной гидравлики в условиях сильной турбулентности водного потока биомасса ветвистоусых рачков продолжала снижаться более чем в 7 раз. Тренд снижения биомассы Cladocera при этом также являлся статистически значимым ( $R^2 = 0.7276$ ,  $p$ -значение = 0.001) (рис. 3).

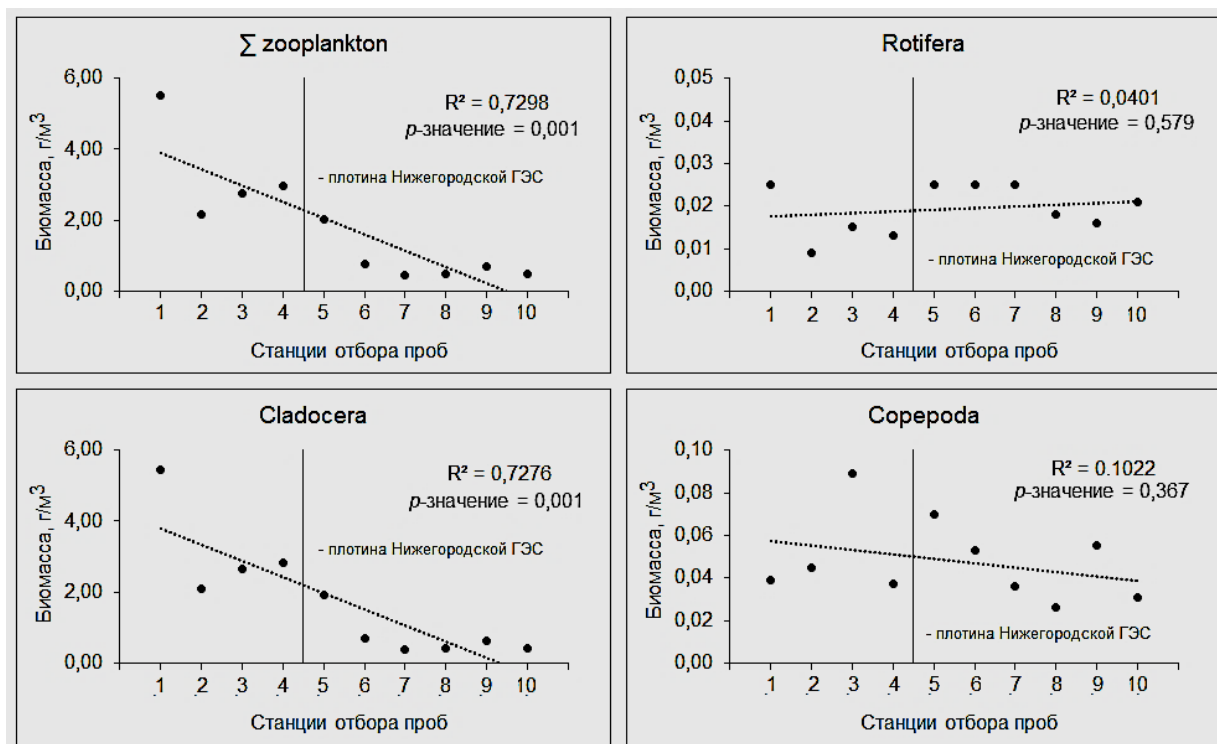
Несмотря на то, что численность веслоногих рачков существенно снижалась на акватории зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища, их биомасса не имела положительного статистически значимого тренда ( $R^2 = 0.1022$ ,  $p$ -значение = 0.367) (рис. 3). Это может быть связано с тем, что на данной акватории происходила смена доминирующего комплекса среди веслоногих рачков. Копеподитные стадии Cyclopoida начали преобладать над ювенильными, которые имеют более низкие индивидуальные массы.

Таким образом, на акватории приплотинного участка Горьковского водохранилища и верхнего бьефа Нижегородской ГЭС основу численности зоопланктона формировали веслоногие и ветвистоусые ракообразные, доля которых достигала 60.8%. После прохождения сообщества зоопланктона Горьковского водохранилища с водными массами через плотину Нижегородской ГЭС комплекс доминирующих видов претерпел изменения, увеличилась доля коловраток и соответственно уменьшилась доля веслоногих и ветвистоусых ракообразных.

Анализ количественных данных зоопланктона до и после плотины Нижегородской ГЭС, показал следующее. Возникновение кавитационных процессов в турбинах гидроагрегатов Нижегородской ГЭС влечет за собой снижение численности и биомассы зоопланктона (не более чем в 2 раза). Однако следует отметить, что в результате высокой турбулентности и увеличения скорости течения более чем в 10 раз (по сравнению с акваторией Горьковского водохранилища) на акватории зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища происходило дальнейшее обеднение лимнического сообщества зоопланктона Горьковского водохранилища. Фауна ветвистоусых и веслоногих ракообразных обеднялась в среднем в 5–7 раз и лишь на расстоянии 40–50 км ниже Нижегородской ГЭС численность и биомасса зоопланктона начинала увеличиваться.



**Рис. 2.** Изменение численности сообщества зоопланктона Горьковского водохранилища при его прохождении с водными массами через плотину Нижегородской ГЭС в 2021 г. (обозначение станций отбора проб зоопланктона как на рис. 1).



**Рис. 3.** Изменение биомассы сообщества зоопланктона Горьковского водохранилища при его прохождении с водными массами через плотину Нижегородской ГЭС в 2021 г. (обозначение станций отбора проб зоопланктона как на рис. 1).

Заключение об обеднении зоопланктона в турбинах средненапорной гидроэлектростанции и дальнейшей гибели в речных условиях имеет важное значение для прогнозирования интенсивности процессов самоочищения и формирования кормовой базы рыб [3]. Так, в условиях зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища происходит значительное обеднение фауны ветвистоусых и веслоногих ракообразных, которые являются не только организмами фильтраторами, но и основой кормовой базы планктоноядных видов рыб.

*Работа выполнена в рамках реализации Программы стратегического академического лидерства «Приоритет 2030» «Комфортная окружающая среда» ННГУ (№ темы Н-477-99\_2021–2023).*

#### Список литературы:

1. Ахметшин, И.Ф., 2006. Обоснование экологически безопасных режимов эксплуатации турбин ГЭС. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук. Братск, , 20 с.
2. Дубовская, О.П., 2009. Не связанная с хищниками смертность планктонных ракообразных, ее возможные причины (обзор литературы). *Журнал общей биологии* 70(2). 168–192.
3. Дубовская, О.П., Гладышев, М.И., Махутова, О.Н., 2004. Сток лимнического зоопланктона через высоконапорную плотину и его судьба в реке с быстрым течением (на примере плотины Красноярской ГЭС на р. Енисей). *Журнал общей биологии* 65(1). 81–93.
4. Луферова, Л.А., 1963. Формирование зоопланктона Горьковского водохранилища. *Труды ИБВВ АН СССР* 6(9). 130–142.
5. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, 1982. 33 с.
6. Шурганова, Г.В., 2007. Динамика видовой структуры зоопланктоценозов в процессе их формирования и развития (на примере водохранилищ Средней Волги: Горьковского и Чебоксарского). Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Нижний Новгород, , 48 с.
7. Havel, J.E., Medley, K.A., Dickerson, K.D., Angradi, T.R., Bolgrien, D.W., Bukaveckas, P.A., Jicha, T.M., 2009. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). *Hydrobiologia* 628(1). 121–135. <http://www.doi.org/10.1007/s10750-009-9750-8>.
8. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing / R Core Team. 2015. [<http://www.R-project.org>].

## АНАЛИЗ ВЛИЯНИЯ ПОЛОВОДИЙ 2022–2023 ГГ. НА ЛЕТНИЙ ЗООПЛАНКТОН НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ ВОЛГО–АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

А.М. Щукина

Волгоградский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 400001, г. Волгоград, ул. Пугачевская, дом 1, L\_gela97@mail.ru

В работе представлены результаты исследования влияния весеннего половодья 2022 г. и 2023 г. на зоопланктон разнотипных водоемов Волго–Ахтубинской поймы. Материал отбирался летом на 5 водоемах: р. Ахтуба, ер. Гнилой, ер. Старая Ахтуба, оз. Дубок, оз. Запорное. В результате проведенных исследований было обнаружено, что после половодья 2023 года изменяется структура зоопланктона пойменных водоемов, это говорит о том, что половодье выступает фактором перестройки качественных и количественных показателей.

Волго–Ахтубинская пойма на протяжении многих лет, начиная с 1961 г., испытывает на себе влияние антропогенного воздействия от деятельности Волжской ГЭС. Изменение гидрологического режима реки Волги и Волго–Ахтубинской поймы повлекло за собой трансформации экосистем, в том числе затрагивающие гидробиоценозы. В условиях особенностей весеннего половодья 2022 и 2023 года, актуален анализ структурно–функциональных характеристик организмов зоопланктона, которые являются чувствительными индикаторами состояния водоемов и реагируют на происходящие изменения. Цель работы – анализ влияния половодий на структуру летнего зоопланктона водоемов Волго–Ахтубинской поймы.

Гидробиологические исследования проводились летом 2022 и 2023 года в северной части Волго–Ахтубинской поймы. В пределах зоны наших исследований участки поймы морфологически отличаются друг от друга и делятся на верхний (Среднеахтубинская пойма) и нижний (Ленинская пойма).

Было обследовано 5 водоемов, различных по гидрологии: проточные постоянно (р. Ахтуба), проточные в период половодья водоемы (ерик Гнилой, Старая Ахтуба), малопроточные водоемы центральной части поймы (озеро Дубок), водоемы, в которые не проникают или проникают редко полые воды, но водообмен не происходит (озеро Запорное).

Пробы отбирались в акватории водоемов на глубинах до 1 м. Сборы зоопланктона проводили путем процеживания 100 л воды через сеть Апштейна, фиксировали 4% формалином, камеральную обработку проводили по стандартной методике [1]. Определяли такие показатели как численность и биомасса, которые являются основными показателями количественной характеристики, видовое богатство, коэффициент видового сходства Жаккара, индекс видового разнообразия Шеннона.

В интересах сельского и рыбного хозяйств общий объем полых вод, выделяемых на весенний попуск, должен составлять от 85 до 110 км<sup>3</sup>, соответственно, в маловодный и многоводный годы. Является обязательным условием подача в течение 6–12 суток максимального расхода весеннего попуска с отметкой не менее 26–28 тыс. м<sup>3</sup>/с [2]. 2022 и 2023 года маловодные. По величине общего объема стока половодье 2023 г. (75,44 км<sup>3</sup>) можно охарактеризовать как «удовлетворительное», половодье 2022 г. (58,20 км<sup>3</sup>) – «неудовлетворительное». Для верхнего участка поймы, который располагается в пределах Волгоградской области, наиболее важной характеристикой является продолжительность и объем стока в период «пиковой» полки (максимум сброса), а также «**рыбная полка**» — намеренное увеличение расходов воды так, чтобы в пойме удерживался необходимый для нереста уровень воды. Продолжительность «пиковой» полки «неудовлетворительная» – 6 в 2022 г. и 5 дней в 2023 г., и не позволяет за этот период установиться на водных объектах уровню, который бы соответствовал данным расходам. Как показывают исследования, такой уровень устанавливается на 8–9 день полки. В результате коротких «пиковых» полок, к их концу вода до Ленинской поймы даже не успевает докатиться. Продолжительность рыбной полки составляла 13 и 14 дней в 2022 и 2023 гг. соответственно. Для создания условий благоприятных для нереста рыбы, необходимо держать рыбную полку минимум месяц.

Половодье 2023 года (07.04.23–01.06.23) одно из самых ранних и продолжительных за последние десятилетия, для сравнения половодье 2022 года началось 19.04.22, а закончилось 30.05.22.

Некоторые абиотические характеристики исследованных водоемов на момент отбора проб представлены в таблице 1.

В 2022 году при более высоком уровне температур, начинается интенсивное цветение микрофлоры, о чем можно судить по значениям величины прозрачности. Если в 2023 году прозрачность практически на всех водоемах до дна, то в 2022 году она составляет 0,2–0,3 м. Значения кислорода указаны на момент отбора проб, увеличение показателя происходит в дневное время за счет выделения кислорода макрофитами и микрофлорой.

В общей сложности в летних пробах было идентифицировано 32 вида зоопланктона. Из них 21 вид 2022 года и 25 видов 2023 года. Значения общей численности летом 2022 года находится в интервале от 0.26 до 447 тыс. экз/м<sup>3</sup>, а биомассы от 0.0004 до 1.5 г/м<sup>3</sup>. Летом 2023 года количественные показатели численности и биомассы находились в интервалах от 9 до 590 тыс. экз/м<sup>3</sup> и от 0.04 до 7.92 г/м<sup>3</sup> (табл. 2).

Наибольшее число видов в зоопланктоне, проточной постоянно реки Ахтуба, обнаружено в 2023 г., в 2022 оно было ниже, сокращалось число видов коловраток. Максимальная численность и биомасса зоопланктона отмечались в 2023 году, по сравнению с 2022 г. Основу численности и биомассы в 2022 г. составляли веслоногие рачки, а 2023 г. ветвистоусые рачки. По численности в исследованные периоды доминировали *Brachionus diversicornis* (Daday, 1883) (2022), *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1776) (2023), *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850)

(2023), *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1785) (2023), *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785) (2022, 2023), кроме них развивались науплиусы и копеподиты (2022–2023).

Таблица 1. Основные гидрологические характеристики водоемов летом 2022–2023 гг.

Показатель	Год	Водоем				
		р. Ахтуба	ер. Гнилой	ер. Старая Ахтуба	оз. Дубок	оз. Запорное
Температура °C	2022	26.7	27.9	29.6	29.3	27.9
	2023	18.4	23.7	23.1	23	24.5
Глубина, м	2022	1	0.7	1	1	3.5
	2023	0.4	1	1	1	0.7
Прозрачность, м	2022	до дна	до дна	0.3	0.3	0.2
	2023	0.3	до дна	до дна	до дна	0.4
Кислород, мг/л, %	2022	7.58/96.6	9.29/118	16.56/137	13.63/176	11.53/143
	2023	12.74/136	5.09/60.9	12.23/145	5.13/63.4	4.34/51

Таблица 2. Численность (N, тыс.экз/м<sup>3</sup>), биомасса (B, г/м<sup>3</sup>) основных групп зоопланктона летом 2022–2023 гг.

Группа	Год	Водоем									
		Р. Ахтуба		Ер. Гнилой		ер. Старая Ахтуба		оз. Дубок		Оз. Запорное	
		N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Rotifera	2022	0.01	0.000001	6	0.01	156	0.48	23	0.06	7	0.02
	2023	3.33	0.01	20	0.5	0.67	0.01	0	0	581	7.89
Cladocera	2022	0.02	0.0001	46	0.17	8	0.16	35	0.32	0	0
	2023	3.67	0.02	64	0.94	3.77	0.03	26.4	0.31	6	0.01
Copepoda	2022	0.23	0.0002	32	0.18	232	0.9	150	0.38	440	1.37
	2023	2	0.01	42	0.25	9	0.02	3	0.02	3	0.01
Всего	2022	0.26	0.0004	84	0.36	396	1.5	208	0.76	447	1.39
	2023	9	0.04	126	1.68	13.4	0.06	29.4	0.33	590	7.92

Проточные в период половодья водоемы – ерики Гнилой и Старая Ахтуба. Число видов зоопланктона ер. Гнилой в 2023 г. больше, за счет увеличения видов ветвистоусых рачков в сравнении с 2022 г. Численность и биомасса зоопланктона ер. Гнилой в 2022 г. была ниже более чем в 2 раза по сравнению с 2023 г. Высокие значения численности и биомассы зоопланктона зарегистрированы в 2023 г., доминировали ветвистоусые рачки *Bosmina longirostris* (2022, 2023), *Scapholeberis mucronata* (O. F. Müller, 1776), *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller, 1785) и копеподитные стадии веслоногих рачков. Среди коловраток, имеющих количественные показатели значительно ниже, чем другие группы, доминировали *Asplanchna priodonta*.

В ер. Старая Ахтуба в период исследования число видов увеличивается за счет коловраток (2022 г.) и ветвистоусых рачков (2023 г.) (табл. 2). Значения численности и биомассы в 2022 г. были высокие, основу численности составляли коловратки, а биомассы веслоногие рачки. В 2023 г. численность и биомасса были невелики, сокращалась доля коловраток и увеличивались количественные значения ветвистоусых ракообразных. По численности доминировали *Brachionus diversicornis* (2022), *Brachionus calyciflorus* (2022), *Asplanchna priodonta* (2022, 2023), *Sida crystallina* (O. F. Müller, 1776) (2022), *Bosmina longirostris* (2023), копеподитные стадии развития веслоногих рачков, по биомассе – *Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1761) (2023), *Asplanchna priodonta* (2022, 2023), науплиусы веслоногих рачков (2023), *Scapholeberis mucronata* (2023), *Brachionus calyciflorus* (2022).

В оз. Дубок, как слабо заливаемый водоем центральной части поймы, в 2022 году, при неудовлетворительном половодье, число видов зоопланктона было несколько больше в основном за счет коловраток, чем в 2023 году при удовлетворительном половодье, когда коловраток обнаружено не было (табл. 2). В 2023 году численность и биомасса организмов снижалась в 7 и 2.3 раза, полностью сократилась доля коловраток и частично веслоногих ракообразных, доля ветвистоусых ракообразных была близка к значениям 2022 года. По численности и биомассе доминировали *Brachionus diversicornis* (2022), *Brachionus quadridentatus* (Hermann, 1783) (2022), *Asplanchna priodonta* (2022), *Sida crystallina* (2022), *Ceriodaphnia pulchella* (G.O. Sars, 1862) (2023), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848) (2023), науплиальные стадии веслоногих ракообразных (2022, 2023).



В озере Запорное, которое заполняется полыми водами, но водообмен не происходит, наибольшее число видов зоопланктона зарегистрировано в 2023 г., когда возросло разнообразие коловраток. Максимальная численность и биомасса зоопланктона наблюдалась в 2023 г., увеличилась доля коловраток и ветвистоусых ракообразных, а веслоногих уменьшилась. По численности и биомассе доминировали *Asplanchna priodonta* (2023), *Brachionus diversicornis* (2023), *Bosmina longirostris* (2023), *Brachionus calyciflorus* (2022), науплиальные (2023) и копеподитные (2022) стадии развития веслоногих ракообразных.

Значения индекса Шеннона на исследованных водоемах имеет достаточно низкие значения, максимальное в ер. Гнилой 1,89. Показатели индекса видового разнообразия увеличиваются от 2022 г. к 2023 г. (табл. 3). Исключение оз. Дубок, здесь отмечается уменьшение значения индекса практически в 2 раза, что может быть связано с малой проточностью озера, так же на момент отбора проб в 2022 году отмечалась сильная зарастаемость до 80%, а в 2023 году вода находилась выше меженного уровня.

Таблица 3. Индексы видового разнообразия Шеннона зоопланктоценозов.

Водоем	Р. Ахтуба		Ер. Гнилой		ер. Старая Ахтуба		оз. Дубок		Оз. Запорное	
Год	2022	2023	2022	2023	2022	2023	2022	2023	2022	2023
Индекс Шеннона	1.056	1.765	1.473	1.892	1.597	1.657	1.724	0.884	0.248	0.457

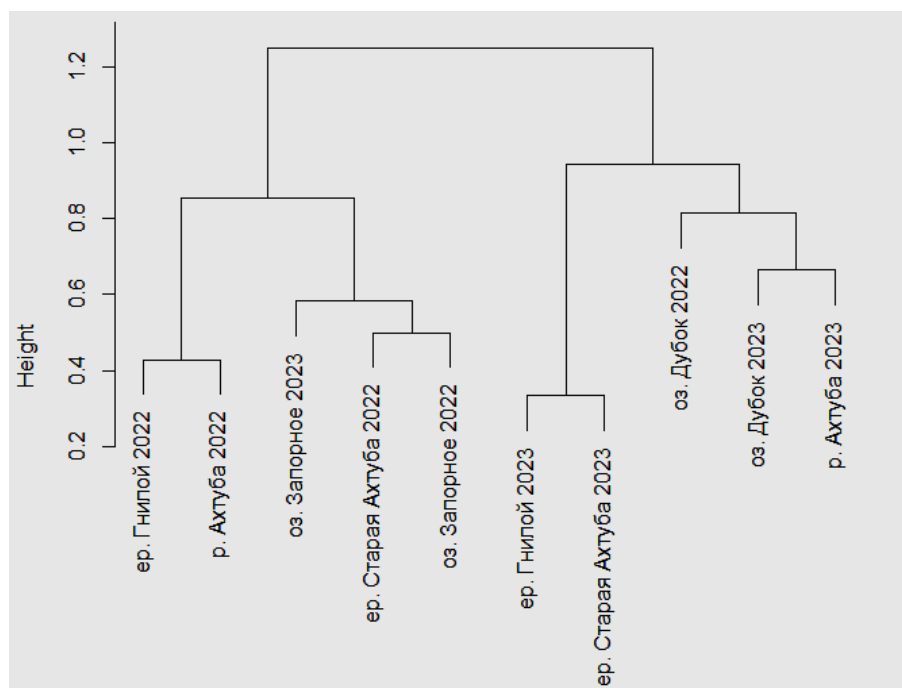
Для сравнительного анализа видового состава был рассчитан коэффициент сходства Жаккара, результаты для каждого водоема в 2022 и 2023 году показали: сходство р. Ахтуба 2022–2023 гг. составляет 0.6, ер. Гнилой – 0.77, ер. Старая Ахтуба – 0.71, оз. Дубок – 0.82, оз. Запорное – 0.63. Самое высокое видовое сходство между двумя годами отмечается в оз. Дубок, а самое низкое в р. Ахтуба.

Кластерный анализ коэффициента Жаккара, выполненный с помощью языка программирования R, позволил выделить группы водоемов сходных по видовому составу (рис.).

Выделенные кластеры группируют данные по годам, исключение составляют озеро Запорное и Дубок, они в 2022 и в 2023 гг. имеют схожий видовой состав и при этом различаются между собой по видовой структуре зоопланктона. Остальные водоемы в том числе различаются по составу и численности доминирующих видов. Различия видовой структуры зоопланктона происходит от 2022 г. к 2023 г.

Полученные результаты указывают на существенное влияние половодий на развитие зоопланктона водоемов Волго–Ахтубинской поймы, но это влияние зависит от типа водоема.

При удовлетворительном половодье 2023 г., изменялась структура зоопланктона проточной р. Ахтубы: повышалось число видов коловраток, их доля в общей численности. А в 2022 г. наоборот значения исследованных показателей снижается. В тоже время в оз. Запорное, которое испытывает антропогенную нагрузку населенных пунктов, увеличиваются количественные показатели групп зоопланктона и доля коловраток.



**Рисунок.** Дендрограмма кластеризации зоопланктоценозов исследованных водоемов Волго–Ахтубинской поймы.



В период неудовлетворительного половодья 2022 г. оз. Дубок происходили процессы зарастания. Заметно увеличение общей численности и биомассы, а также доли коловраток. Сходные изменения наблюдались в проточном в период половодья ер. Старая Ахтуба. В 2022 г. отмечены увеличивалась общая численность и биомасса, доля коловраток и веслоногих ракообразных. А при удовлетворительном половодье 2023 года наблюдаются обратные процессы: уменьшение численности и биомассы, коловратки обнаружены не были. Ер. Гнилой не испытывал влияния паводковых вод, численность и биомасса зоопланктона незначительно увеличились.

Таким образом, структура зоопланктона пойменных водоемов, говорит о том, что половодье выступает фактором перестройки качественных и количественных показателей.

Залитие водоемов 2023 г. показало различия структуры зоопланктона, произошло снижение количественных показателей и увеличение видового разнообразия. Развитие зоопланктона в озерах, изредка имеющих связь с полыми водами, зависит от того, в каком состоянии находится водоем и степень антропогенной нагрузки. Следовательно, необходимо и дальше проводить глубокие исследования и оценку влияния половодий на состав и структуру зоопланктона.

#### Список литературы:

1. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 4. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Том 1. Зоопланктон. / Под ред. Алексеева В.Р. –М.: Т-во научных изданий КМК. 2010.
2. Шеппель П.А. Паводок и пойма. – Волгоград: Ниж. –Волж. кн. изд-во, 1986.

**ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ  
ДОННЫХ ОСАДКОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЧАСТИ КАМЧАТСКОГО ПОЛУОСТРОВА**

О.Т. Абдрахманова, Е.В. Журавель

*Дальневосточный федеральный университет*

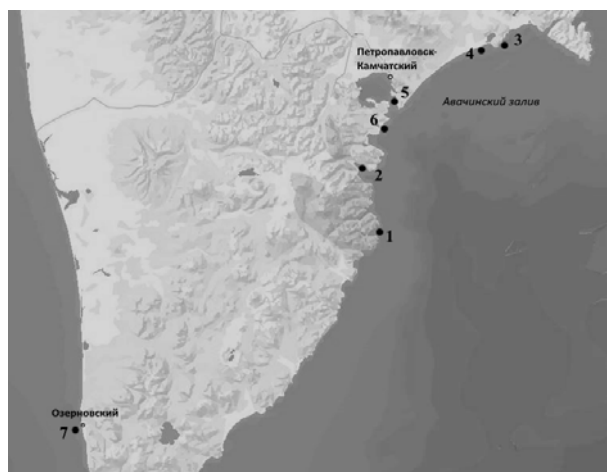
690922, Владивосток, о. Русский, п. Аякс, 10, [abdrakhmanova.ot@dvfu.ru](mailto:abdrakhmanova.ot@dvfu.ru)

В работе приведены результаты применения батареи биотестов для оценки токсичности донных осадков. Пробы, отобранные в прибрежной части Камчатского полуострова, практически не оказывали негативного влияния на выживание науплий *Artemia salina*, однако в разной степени подавляли рост культуры микроводоросли *Phaeodactylum tricornutum* и раннее развитие *Scaphechinus mirabilis*. Наибольшее токсическое воздействие на все тест-организмы оказали донные осадки из б. Вилючинская.

В настоящее время оценка экологического состояния водной среды основывается не только на химических исследованиях, но и на экотоксикологических, которые включают методы биотестирования. Главным преимуществом биотестирования является интегральная оценка качества среды в короткие сроки. С помощью данного метода можно дать прогностическую оценку возможного изменения природной среды, поскольку этот подход отражает комплексное воздействие разных химических веществ на состояние биоты. Особое внимание уделяется донным отложениям, которые накапливают токсичные вещества и могут служить источником вторичного загрязнения водной среды. Стоит отметить, что не существует универсальных тест-объектов, которые будут чувствительны ко всем загрязняющим веществам. Поэтому в экотоксикологических исследованиях для достоверной оценки необходимо использовать несколько тест-организмов, которые относятся к разным систематическим и трофическим группам.

Осенью 2020 года вдоль тихоокеанского побережья полуострова Камчатка была зафиксирована массовая гибель гидробионтов в Авачинском заливе, в районе Халактырского пляжа. После экологической катастрофы был организован регулярный экологический мониторинг прибрежных акваторий Камчатского полуострова, преимущественно в Камчатском заливе. В октябре 2021 г. в ходе комплексной экспедиции Института Мирового океана ДВФУ были проведены работы в том числе и по биотестированию донных осадков.

Отбор проб донных осадков проводился на 7 станциях: 1 – б. Лиственничная, 2 – б. Вилючинская, 3 – м. Налычева, 4 – устье р. Налычева, 5 – б. Малая Лагерная, 6 – б. Спасения, 7 – район пос. Озерновский (рис. 1).



**Рис. 1.** Схема станций отбора проб в прибрежной части Камчатского полуострова.

Водные вытяжки из донных осадков готовили, заливая их простерилизованной морской водой в соотношении 1:4 и встряхивая в течение двух часов с помощью орбитального мультитейкера Biosan. Далее пробу отстаивали в течение 30–60 минут и фильтровали через фильтр «синяя лента».

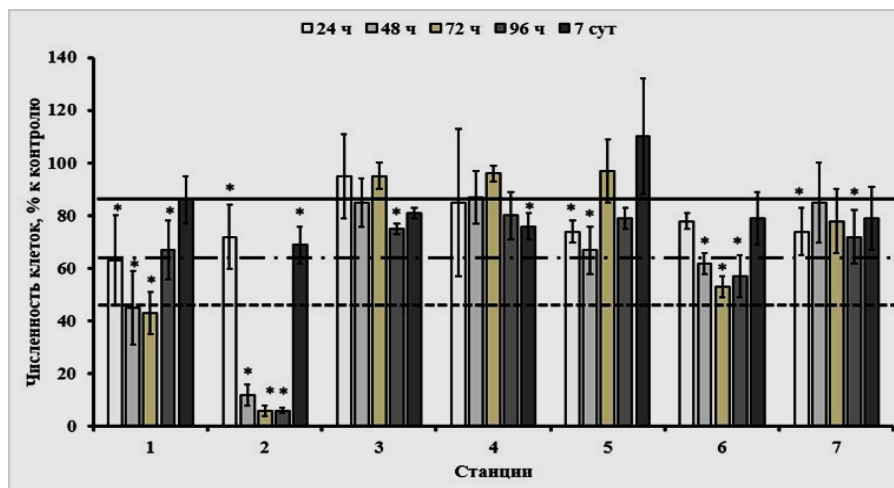
Для биотестирования использовали лабораторную культуру микроводорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, науплий жаброного ракообразного *Artemia salina* L. и эмбрионы плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* Agassiz.

Для биотестирования с *P. tricornutum* использовали культуру в фазе экспоненциального роста. Культивирование микроводорослей осуществляли на питательной среде при освещении люминесцентными лампами со свето–темновым периодом 16 ч свет: 8 ч темнота при температуре  $20 \pm 2^\circ\text{C}$  [1]. Токсичность донных отложений оценивали по изменению численности клеток в пробе через 24 ч, 48 ч, 72 ч, 96 ч и 7 суток. Водную вытяжку из донных осадков считали нетоксичной для *P. tricornutum*, если через 72 ч эксперимента численность клеток водорослей в ней составляла  $\geq 90\%$  от контроля, слаботоксичной 89–65%, среднетоксичной 64–50%, высокотоксичной 49–0% [2].

Биотестирование с *A. salina* проводили по стандартной методике, основанной на установлении различия между количеством погибших науплиусов в анализируемой пробе (опыт) и воде, которая не содержит токсических веществ (контроль) [1]. Длительность эксперимента составляла 72 ч. Пробу считали нетоксичной, если к концу эксперимента выживаемость ракообразных составляла 90–100%, слаботоксичной – 89–65%, среднетоксичной – 50–64%, высокотоксичной – 0–49% [2].

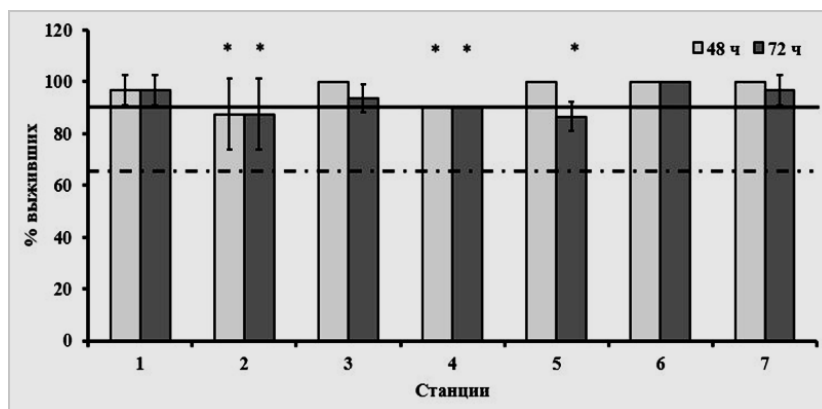
Для проведения эмбриотеста с *S. mirabilis* взрослых морских ежей собирали с глубины 4–5 м в б. Средняя, залив Восток (залив Петра Великого, Японское море). Стимуляцию нереста осуществляли путем введения 0.2 мл 0.5 М раствора хлористого калия в перивисцеральную полость. Оплодотворение и развитие проводили по стандартной методике [3]. Подсчет нормально и аномально развивающихся эмбрионов и личинок проводили на стадии гастролы (через 18 часов) и среднего плутеуса (через 48 часов). Личинок в пробе делили на категории: N (normal) – нормально развивающиеся личинки; R (retarded) – личинки, отстающие в развитии; P1 – уродливые личинки с нарушениями формирования и дифференциации пищеварительной системы или личиночного скелета; P2 – личинки, развитие которых остановилось на ранних стадиях (бластулы, гастролы); D (dead) – погибшие личинки. Токсичность донных осадков оценивали по следующим критериям: 0–4% аномально развивающихся личинок – отсутствие ингибирования развития, 5–29% – слабое загрязнение (ингибирование), 30–49% – среднее загрязнение (ингибирование), 50–100% – сильное загрязнение (ингибирование) [4]. Определяли процент нормально и аномально развитых личинок, рассчитывали интегральный индекс токсичности донных осадков ИТИ, основанный на фиксировании ингибирования и нарушениях развития личинок и эмбрионов на стадии гастролы и плутеуса [5]. Результаты биотестирования обрабатывали с помощью программ Microsoft Excel и Statistica. Вычисляли средние значения, стандартные отклонения и оценивали достоверность отличия от контроля на основе критерия Манна–Уитни.

Результаты биотестирования с микроводорослью *P. tricornutum* показали, что после периода адаптации численность клеток на станциях была различной (рис. 2).

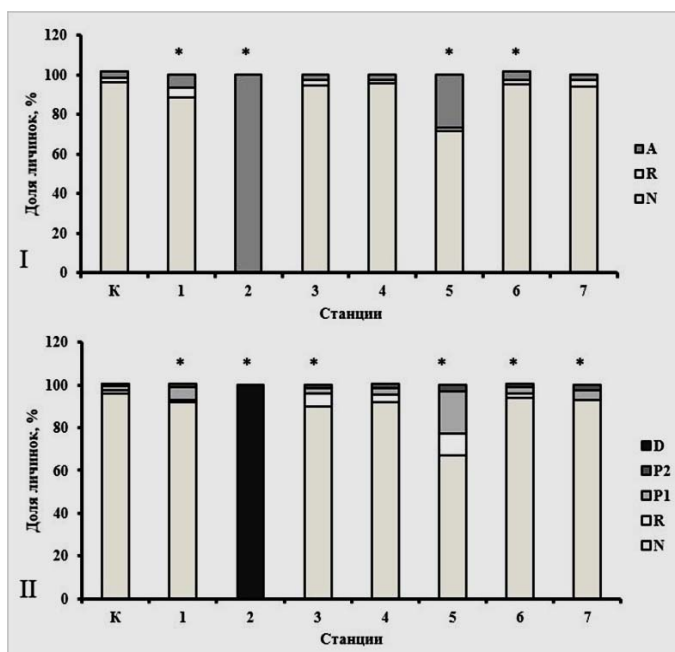


**Рис. 2.** Динамика роста численности культуры *P. tricornutum* в исследуемых водных растворах (среднее±станд. откл.). \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0,05$ .

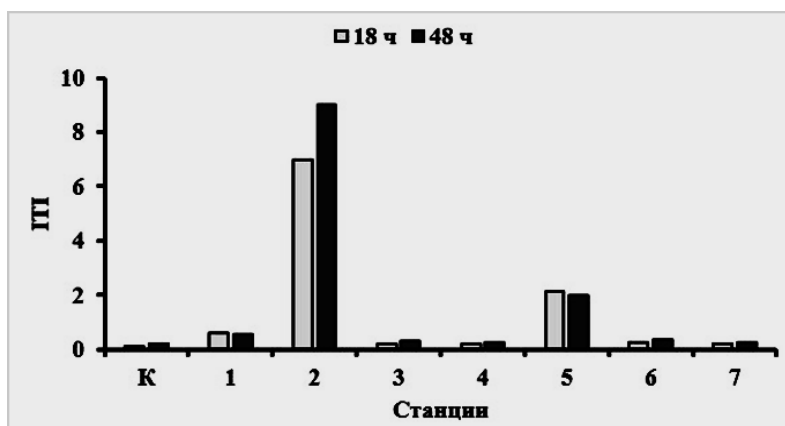
После 72 ч экспозиции численность клеток на четырех станциях заметно отличалась от контроля. В экстрактах со станций 1 и 2 численность микроводорослей составила 43 и 6% от контроля, а на станциях 6 и 7 – 53 и 78%, соответственно. По результатам острого эксперимента (72 ч) пробы со станций б. Лиственничная (ст. 1) и б. Вилучинская (ст. 2) отнесены к высокотоксичным, к слаботоксичным – 7, а к среднетоксичным – 6. Все остальные пробы не оказывали токсического воздействия на культуру микроводорослей. Заметные изменения произошли к 7 суткам эксперимента. Все водные вытяжки, за исключением станции 5, оказывали слабое ингибирование численности микроводорослей. В хроническом эксперименте проба со станции 5 оценивалась как нетоксичная, поскольку количество клеток составило 110%.



**Рис. 3.** Выживаемость *A. salina* в исследуемых водных вытяжках (среднее±станд. откл.). \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0,05$ ).



**Рис. 4.** Результаты эмбриотеста с использованием *S. mirabilis*. I – гастрюлы (18 ч), II – плутеусы (48 ч). \* – отличие от контроля достоверно при  $p \leq 0,05$ ).



**Рис. 5.** Значения интегрального индекса токсичности донных осадков (ITI).

В эксперименте с *A. salina* через 72 ч эксперимента был выявлен слабый токсический эффект в водных вытяжках со станций 2 и 5, выживаемость науплий составила 88 и 87% (рис. 3). Пробы с остальных станций оказались для личинок артемий нетоксичными.

В биотесте с морским ежом *S. mirabilis* наибольший неблагоприятный эффект после 18 ч экспозиции отмечался на станции 2 (б. Вилучинская), развитие всех эмбрионов остановилось на стадии бластулы (рис. 4). Наименьший процент нормально развитых гаструл зафиксирован в водных вытяжках со станций б. Лиственничная (ст. 1) и б. Малая Лагерная (ст. 5). Доля нормально сформированных личинок составила 88 и 71%. На всех остальных станциях доля нормальных гаструл составляла более 93%. После 48 ч эксперимента процент отстающих в развитии и аномально сформированных личинок увеличился в водных вытяжках со станции 5. Согласно классификации [4], донные отложения со станции 2 (б. Вилучинская) отнесены к сильно загрязненному, а со станций 1, 5, 7 – слабозагрязненному. В остальных пробах личинки развивались аналогично контролю.

По результатам расчёта интегрального индекса токсичности ИТИ [5], наибольший балл присвоен донным отложениям со станций 2 (для стадии гастролы ИТИ=7; для стадии среднего плутеуса ИТИ=9) и 5 (для стадии гастролы ИТИ=2,1; для стадии среднего плутеуса ИТИ=2) (рис. 5). Полученные показатели свидетельствуют о высокой токсичности донных осадков из б. Вилучинская (ст. 2) и умеренной – из б. Малая Лагерная (ст. 5) для личинок и эмбрионов морского ежа.

Результаты экотоксикологической оценки показали разные реакции тест-организмов, что связано с их разной чувствительностью к загрязняющим веществам. Донные отложения со станции б. Вилучинская (ст. 2) оказывали негативное воздействие на все три тест-объекта. Такой результат указывает на высокую токсичность исследуемых донных осадков. Донные осадки из б. Вилучинской были представлены мелкими песками с высоким содержанием органического вещества [6], что способствует накоплению токсичных загрязняющих веществ, в остальных пробах преобладали средние и крупные пески.

Таким образом, на основе результатов биотестирования удалось выявить высокую токсичность донных осадков из б. Вилучинской. Наибольшую чувствительность в эксперименте показали микроводоросли *P. tricornutum* и личинки плоского ежа *S. mirabilis*. В биотестировании с *A. salina* наблюдалась высокая выживаемость ракообразных в большинстве проб, что свидетельствует о низкой чувствительности науплий к загрязнению.

*Работа выполнена при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № FZNS-2022-0001 «Исследование природных и антропогенных воздействий на пресноводные и эстуарные экосистемы п-ова Камчатка методами биоиндикации и биотестирования».*

#### Список литературы:

- 1.Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. – М.: РЭФИА, НИА–Природа, 2002. – 118 с.
- 2.Горбачева Е. А. Экотоксикологические исследования донных отложений центральных и восточных районов Баренцева моря // Вестник МГТУ. – 2020. – Т. 23. – С. 122–130.
- 3.Beiras R., Fernandez N., Bellas J., Besada V., Gonzalez–Quijano A., Nunes T. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation, and embryo–larval toxicity bioassays // Chemosphere. – 2003. – Vol. 52. – № 2. P. 1209–1224.
- 4.Кобаяси Н., Найдено Т.Х., Ващенко М.А. Стандартизация биотеста с использованием зародышей морского ежа // Биол. моря. – 1994. – № 6. – С. 457–464.
- 5.Morroni L., Pinsino A., Pellegrini D., Regoli F., Matranga V. Development of a new integrative toxicity index based on an improvement of the sea urchin embryo toxicity test // Ecotoxicol. Environ. Saf. – 2016. – № 12. – P. 1–5.
- 6.Иванкова А.И., Фролова А.С., Голуков И.В., Семаль В.А., Нестерова О.В. Сравнительный анализ гранулометрического состава почв Авачинского залива // Аграрный вестник Приморья. – 2022. – № 4 (24). – С. 7–10.

### **МИКРОБНЫЕ БИОСЕНСОРЫ ДЛЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ КИСЛОРОДА: ПОДХОДЫ, ТЕНДЕНЦИИ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ**

В.А. Арляпов

*Научно-исследовательский центр «БиоХимТех», Тульский государственный университет*

Одним из основных показателей качества воды является показатель биохимического потребления кислорода (БПК). Со дня практического применения первого микробного сенсора для определения БПК, представленного японским профессором Isao Karube, прошло 40 с небольшим лет. Это время принесло новые знания и практические разработки в использовании широкого спектра клеток микроорганизмов в основе БПК–биосенсоров. В настоящее время эта область биотехнологии превратилась в самостоятельную дисциплину. Принцип традиционного анализа БПК не изменялся многие годы, для его проведения требуется

5 дней (БПК<sub>5</sub>). На сегодняшний день микробные биосенсоры, используемые в качестве альтернативного метода оценки БПК, привлекают внимание именно тем, что могут в сотню раз уменьшить время, необходимое для измерения БПК.

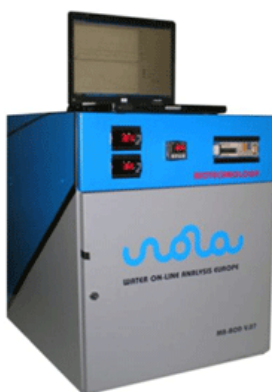
В БПК–биосенсорах чаще всего используют следующие типы рецепторных элементов: чистые культуры микроорганизмов, смеси различных чистых культур или смеси смешанных культур, таких как консорциумы микроорганизмов, сформированные в отстойниках промышленных стоков или активный ил [1]. С точки зрения правильности определения БПК использование ассоциаций микроорганизмов, особенно активного ила, является более предпочтительным, поскольку позволяет расширить спектр окисляемых биорецепторным элементом органических веществ. Однако, биосенсоры на основе ассоциаций характеризуются плохой воспроизводимостью результатов во времени; это связано с происходящим изменением состава ассоциаций. Применение единичных штаммов микроорганизмов может снижать правильность определения БПК из-за более узкого спектра окисляемых веществ, однако позволяет добиться большей стабильности измерений [2].

В некоторых работах авторы предлагают решать эту проблему за счет использования ассоциаций из двух–трех штаммов микроорганизмов и больше [3]. Однако в этом случае проблема сохранения неизменного состава ассоциаций может сохраняться. Среди наиболее часто используемых для формирования БПК–биосенсоров микроорганизмов можно выделить дрожжевые штаммы – *Trichosporon cutaneum*, *Arxula adenivorans*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Debaryomyces hansenii*, *Hansenula anomala*, *Torulopsis candida* и бактериальные – *Pseudomonas putida*, *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus polymyxa*, *Serratia marcescens* [1, 3]. Как правило, дрожжи способны окислять более широкий спектр субстратов и более устойчивы к неблагоприятным факторам среды (температура, соленость и т.д.), вместе с тем бактерии позволяют создавать более чувствительные анализаторы. В последнее время актуальным направлением формирования рецепторных элементов БПК–биосенсоров является использование биопленок [4]. Бактериальные биопленки представляют собой микробные агрегаты, находящиеся во внеклеточных полимерных матрицах и прикрепленных к поверхности датчика биосенсора. Иммобилизация микроорганизмов на электроде с образованием биопленки является уникальным способом решения проблемы расширения субстратной специфичности и повышения стабильности микробного сообщества.

Способ иммобилизации микроорганизмов является важной определяющей процедурой, т.к. фактически задает базовые параметры БПК–биосенсоров. Иммобилизация определяет время жизни, операционную стабильность, время ответа, чувствительность. В этой связи следует отметить, что постоянно проводятся исследования по введению новых методик иммобилизации [5]. Наиболее простыми способами иммобилизации микроорганизмов являются адсорбция и физическое ограничение клеток полупроницаемыми мембранами. Лучшие характеристики показывают биосенсоры на основе микроорганизмов, включенных в различные гидрогели, например, водный раствор поливинилового спирта, агарозы, альгинат кальция, кремнийорганические золь–гели или поликарбонилсульфонат. В качестве альтернативы возможно использование одноразовых датчиков на основе магнитных наночастиц, в которых биокomпонент можно относительно несложно заменить.

Большинство описанных к настоящему времени БПК–биосенсоров являются микробными биосенсорами на основе иммобилизованных целых клеток [3]. Принцип их работы основан на измерении потребления кислорода микроорганизмами, иммобилизованными на поверхности преобразователя. Особенностью работы таких биосенсоров является то, что часть кислорода, находящегося в слое иммобилизованных микроорганизмов, расходуется при окислении органических соединений, содержащихся в пробе. Оставшийся кислород проникает через газопроницаемую мембрану и восстанавливается на катоде кислородного электрода. Сила тока в системе прямо пропорциональна величине восстановившегося на электроде кислорода. После установления равновесия между диффузией кислорода в слой иммобилизованных микроорганизмов и скоростью эндогенного дыхания иммобилизованных микроорганизмов регистрируют равновесный ток (фоновый). Когда образец анализируемой воды вводят в измерительную кювету, органические вещества из пробы утилизируются иммобилизованными микроорганизмами, в результате чего увеличивается скорость дыхания клеток, приводящая к увеличению скорости потребления кислорода. В этом случае меньшее количество кислорода проникает через мембрану электрода для восстановления. Ток будет уменьшаться до тех пор, пока не установится новое равновесие. При подаче в измерительную кювету буферного раствора для промывки биосенсора происходит восстановление скорости эндогенного дыхания микроорганизмов и исходное равновесие потоков кислорода в системе. Сигнал биосенсора при этом будет пропорционален концентрации легко окисляемых органических веществ в образце.

На определение БПК с использованием кислородных датчиков оказывает влияние содержание растворенного кислорода в пробе. Применение медиаторных биосенсоров, основанных на использовании соединений, способных к обратимому окислению–восстановлению, позволяет получать результаты, независимые от уровня кислорода в анализируемом образце. Разработки в области создания медиаторных экспресс–анализаторов БПК идут в двух направлениях: непосредственно создание БПК–биосенсоров на основе использования медиаторного переноса электронов и модификация стандартного метода анализа БПК [2, 3, 6].



MB-DBO



Quick BOD α1000



BIOX-1010



HABS-2000



BioMonitor



Ra-BOD

**Рисунок.** Коммерческие анализаторы БПК.

Многие исследования посвящены созданию биосенсоров для анализа БПК в строго определенных типах реальных образцов, а не универсальных анализаторов. Востребованность подобных исследований привела к коммерциализации наиболее успешных моделей БПК-биосенсоров. Следует отметить, что большинство описанных в научных публикациях биосенсорных анализаторов БПК все еще находятся на стадии лабораторных моделей. Тем не менее, в настоящее время на рынке есть несколько коммерческих экспресс-анализаторов БПК. Первый такой анализатор был выпущен в 1983 году фирмой Nisshin Electric Co. Ltd (Япония). При этом метод анализа биохимического потребления кислорода с использованием биосенсорного анализатора был включен в Японский промышленный стандарт (JIS) только в 1990 году (JIS K3602). После этого коммерческие БПК-биосенсоры были выпущены на рынок другими Европейскими (Dr. Lange GmbH, Aucoteam GmbH, Prüferatewerk Medingen GmbH) и Японскими производителями (Central Kagaku Corp.). Первые коммерциализированные анализаторы БПК являлись биосенсорами биопленочного типа на основе кислородного электрода. В качестве биоматериала в первых моделях, как правило, использовали активный ил [2]. Выпускаемые в настоящее время коммерческие анализаторы БПК чаще всего основаны на принципе биореактора.

Таким образом, анализ биохимической потребности в кислороде с помощью биосенсоров является перспективным направлением аналитической биотехнологии. Биосенсоры БПК служат надежными аналитическими инструментами, которые можно использовать для непрерывного мониторинга водных экосистем и сточных вод. Развитие датчиков БПК прошло долгий путь от простых систем на основе кислородного электрода Кларка до систем, основанных на прямом переносе электронов с использованием микробных топливных элементов. Современные тенденции развития биосенсоров, такие как активное использование наноматериалов, электроактивных биопленок и технологий машинного обучения для обработки сигналов, позволили повысить чувствительность анализа БПК. Использование медиаторных трафаретных электродов или микробных топливных элементов привело к уменьшению размеров самих датчиков и их стоимости. Эти достижения способствовали повышению точности и воспроизводимости измерений БПК, что позволило использовать эти разработки в коммерциализации лабораторных моделей.

Были проведены подробные исследования для повышения точности и воспроизводимости датчиков для коммерческого использования. Тем не менее, поиск подходящих микроорганизмов, подходов к их иммобилизации и способов получения аналитического сигнала продолжается. Публикуются работы по автономно работающим биосенсорам для определения БПК, что является, пожалуй, наиболее перспективным направлением развития на сегодняшний день. Современные подходы к разработке биосенсоров и биотопливных элементов связаны с активным использованием искусственного интеллекта (ИИ) [3, 6]. Эти устройства сочетают в себе как беспроводные технологии, так и передовые алгоритмы машинного обучения, расширенные функции диагностики и обработки данных, что в конечном итоге выводит на уровень принятия решений на основе анализа полученных данных. В будущем такие датчики можно будет использовать в отдаленных и труднодоступных районах для контроля чистоты воды. При этом такие устройства смогут не только сигнализировать о качестве воды, но и запускать и останавливать дополнительные процессы очистки сточных вод, а также принимать решения о возможности попадания этих вод в мировой океан. В перспективе такие системы на основе топливных элементов и ИИ могут использоваться как альтернативные источники энергии автономного действия.

*Исследование выполнено за счет гранта РНФ № 23–13–20021, <https://rscf.ru/project/23–13–20021/> и поддержано правительством Тульской области.*

#### Список литературы:

1. Bilal M., Iqbal H.M.N. Microbial-derived biosensors for monitoring environmental contaminants: Recent advances and future outlook. *Process Safety and Environmental Protection*. 2019, 124, 8–17.
2. Jouanneau S., Recoules L., Durand M.J., Boukabache A. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water research*. 2014, 49, 62–82.
3. Arlyapov V.A., Plekhanova Y.V., Kamanina O.A., Nakamur, H., Reshetilov A.N. Microbial Biosensors for Rapid Determination of Biochemical Oxygen Demand: Approaches, Tendencies and Development Prospects. *Biosensors*. 2022, 12, 842.
4. Qi X., Wang S., Li T., Wang X., Jiang Y., Zhou Y., Zhou X., Huang X.; Liang P. An electroactive biofilm-based biosensor for water safety: Pollutants detection and early-warning. *Biosensors and Bioelectronics*. 2021, 173, 112822.
5. Ejeian. F., Etedali P., Mansouri-Tehrani H.A., Soozanipour A., Low Z.X., Asadnia M., Taheri-Kafrani A., Razmjou A. Biosensors for wastewater monitoring: A review. *Biosensors and Bioelectronics*. 2018, 118, 66–79.
6. Ma Z., Meliana C., Munawaroh H.S.H., Karaman C., Karimi-Maleh H., Low S.S., Show P.L. Recent advances in the analytical strategies of microbial biosensor for detection of pollutants. *Chemosphere*. 2022, 306, 135515.

### СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОЕ ПРОГРАММНОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ СОПРОВОЖДЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ГИДРОБИОНТОВ

В.В. Безматерных, И.В. Поздеев, С.П. Огородов, Е.М. Целищева

*Пермский филиал ФГБНУ «ВНИРО», 614002 г. Пермь, ул. Чернышевского, д. 3, bezmaternykh@permniro.ru*

Разработан универсальный формат цифровых карточек уловов рыбы, карточек проб зообентоса и карточек проб зоопланктона – документов, включающих биологическую информацию, сведения о состоянии среды, методах сбора и обработки материала. Созданы приложения для создания, записи и редактирования таких файлов, а также приложения для анализа этих данных.

Исследование состояния популяций гидробионтов и их сообществ – одна из важнейших задач гидробиологии. Наиважнейшей частью таких исследований является обработка информации, сопутствующая сбору биологического материала в полевых условиях и его обработке в лабораторных условиях.

Инструментарий современного ученого, как правило, состоит из табличного процессора (в большинстве случаев – это Microsoft Excel или аналогичное программное обеспечение (ПО)), либо настольная система управления базами данных (СУБД) (Microsoft Access или аналогичное ПО), используемых для хранения данных. Непосредственно вычисления производятся либо в том же табличном процессоре, либо в программном обеспечении широкого назначения – среды программирования (наиболее популярна среда R, предназначенная для работы с данными и их статистической обработки). Результаты исследований как правило оформляются в текстовом редакторе (в большинстве случаев – Microsoft Word или аналогичное ПО). Существуют также узкоспециализированные программные решения, созданные специалистами для решения стоящих перед ними конкретных задач, что делает их малоприменимыми по сравнению с использованием сред программирования общего назначения.

Таким образом, для качественного анализа информации при исследованиях гидробионтов и среды их обитания требуются навыки работы в специальной среде (например, R), знания синтаксиса этой среды, а также немалые усилия по подготовке данных для их анализа – как правило, для каждого вида анализа данные необходимо готовить определенным образом, который зависит от привычек специалиста,



разработавшего и опубликовавшего скрипт, производящий этот вид анализа. Решения, имеющие графический интерфейс, созданные специалистами рыбохозяйственной отрасли для решения очень конкретных задач (аналогично скриптам для сред общего назначения), требуют для своего применения подготовку и, как правило, грамотно выполненный первичный анализ данных.

Цель настоящего проекта состояла в разработке простых в использовании и интуитивно понятных программных средств для управления информацией, получаемой и анализируемой в процессе мониторинга состояния популяций и сообществ гидробионтов. Для ее достижения был решен ряд задач:

- разработка универсального формата данных;
- разработка программного обеспечения с интуитивно понятным и удобным в использовании пользовательским графическим интерфейсом, не требующим обучения, позволяющего создавать и редактировать документы, содержащие первичные данные;
- разработка аналитического программного обеспечения с графическим интерфейсом, реализующего популярные в ихтиологии и гидробиологии виды анализа данных.

Преимущество специального формата для хранения данных мониторинга популяций гидробионтов перед традиционным бумажным то же, что и у любых электронных альтернатив: бессрочность хранения. При этом только такой вариант электронного хранения данных обладает такой же простотой в обращении, что и бумажный. Как и электронные таблицы, представленный формат пригоден к мгновенному обмену, в том, числе через обычные каналы связи – электронную почту и мессенджеры. При этом сохраняются связи между различными сущностями, хранящимися в данных, как это происходит при использовании СУБД.

Нивелировать приверженность большого количества исследователей бумажному варианту хранения и работы с первичными данными позволяет возможность распечатать как сами первичные данные, так и результаты анализа, на бумагу в виде уже готового документа.

Главным преимуществом предлагаемого решения перед современными решениями, сочетающими возможности СУБД с портативностью электронных таблиц (например, PowerBI) является готовый и интуитивно понятный специалисту–гидробиологу или ихтиологу графический интерфейс.

В результате реализации проекта разработан универсальный формат данных мониторинга популяций гидробионтов, а также приложения для создания данных в разработанном формате – карточек улова рыбы, карточек проб бентоса и карточек проб зоопланктона, а также аналитические приложения для анализа этих данных.

Хранение пользовательских данных организуется в текстовых документах нескольких файловых типов, соответствующих направлению исследований: 1) карточка улова рыбы с расширением .fcd; 2) карточка пробы бентоса с расширением .bcd; 3) карточка пробы зоопланктона с расширением .pcd. Содержимое файлов записывается с использованием расширяемого языка разметки (XML). Пример содержимого файла карточки пробы бентоса:

```
<Survey ... Seal="bb2...a57">
  <Taxon ID="-12" Rank="91" Name="Tubifex newaensis">
    <Definition ID="-12" CardID="-1" Quantity="37" Mass="0.149" />
  </Taxon>
  <Taxon ID="-13" Rank="91" Name="Pisidium amnicum">
    <Definition ID="-13" CardID="-1" Quantity="2" Mass="0.178" />
  </Taxon>
  ...
  <Water ID="43" Type="1" Name="Колва">
    <Card ID="-1" Label="01-65" When="1965-03-26T00:00:00+05:00" EquipID="-2" Operation="2" CrossSection="3" Sign="Поздеев Иван" Depth="2.8">
      <Location Type="Waypoint">60.68515,56.65646,120</Location>
      <Substrate Sand="95" Silt="5" />
      <AquaState TemperatureSurface="17.6" FlowRate="0.43" />
    </Card>
  </Water>
  <Sampler ID="2" Type="2" Name="Petersen bottom sampler" ShortName="PBS" OperationType="0">
    <Equipment ID="-2" _Square="250" _Sieve="310" />
  </Sampler>
</Survey>
```

Схема таблиц и связей, используемая для сохранения пользовательских данных, а также для хранения справочной информации, разработана на основе общепринятых методик [1–4] представлена на рисунке 1 и содержит следующие основные блоки данных: 1) справочная таксономическая информация – таблицы **Taxon**, **ExotaxonConcept**, **Exotaxon**, **Membership**; 2) справочная гидрографическая информация – таблица **Water**; 3) справочная информация о типах пробоотборников – таблицы **SamplerType**, **Sampler**, **SampleSpec**, **Spec**; 4) этикетка пробы – таблицы **Card**, **Factor**, **FactorValue**, **Equipment**, **EquipmentSpec**; 5) биологическая часть карточки – таблицы **Definition**, **Stratified**, **Individual**, **Value**, **Variable** (рис. 1).

Набор приложений для создания, редактирования и чтения пользовательских карточек состоит из Fish Reader, Benthos Reader и Plankton Reader для работы с соответствующими первичными данными. Графический интерфейс этих приложений схож и состоит из главного окна с элементами ввода информации

из этикетки пробы, включая сведения о пробоотборнике, ведомости определений из биологической части пробы с учетом особенностей конкретного вида данных (рис. 2).

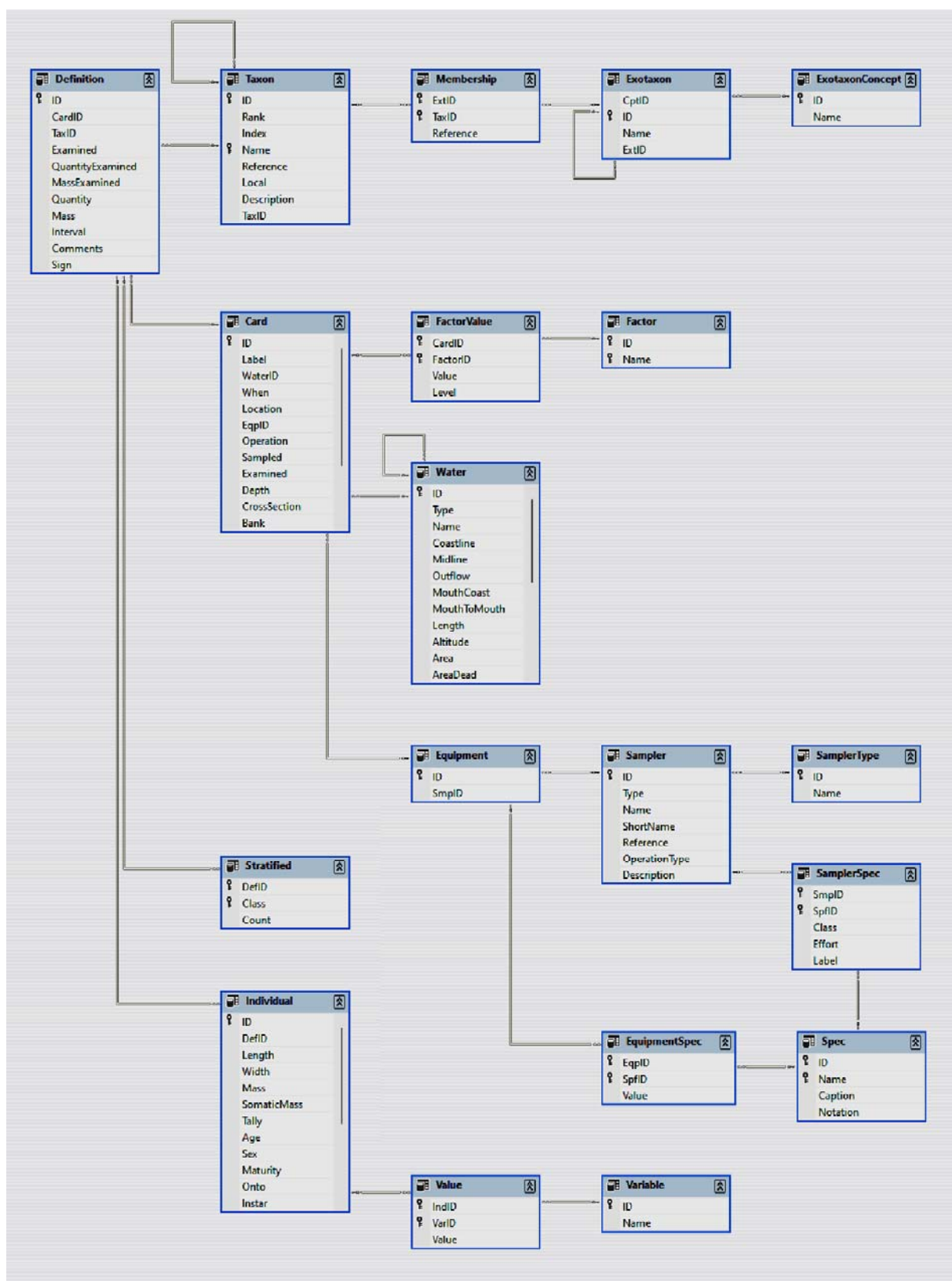
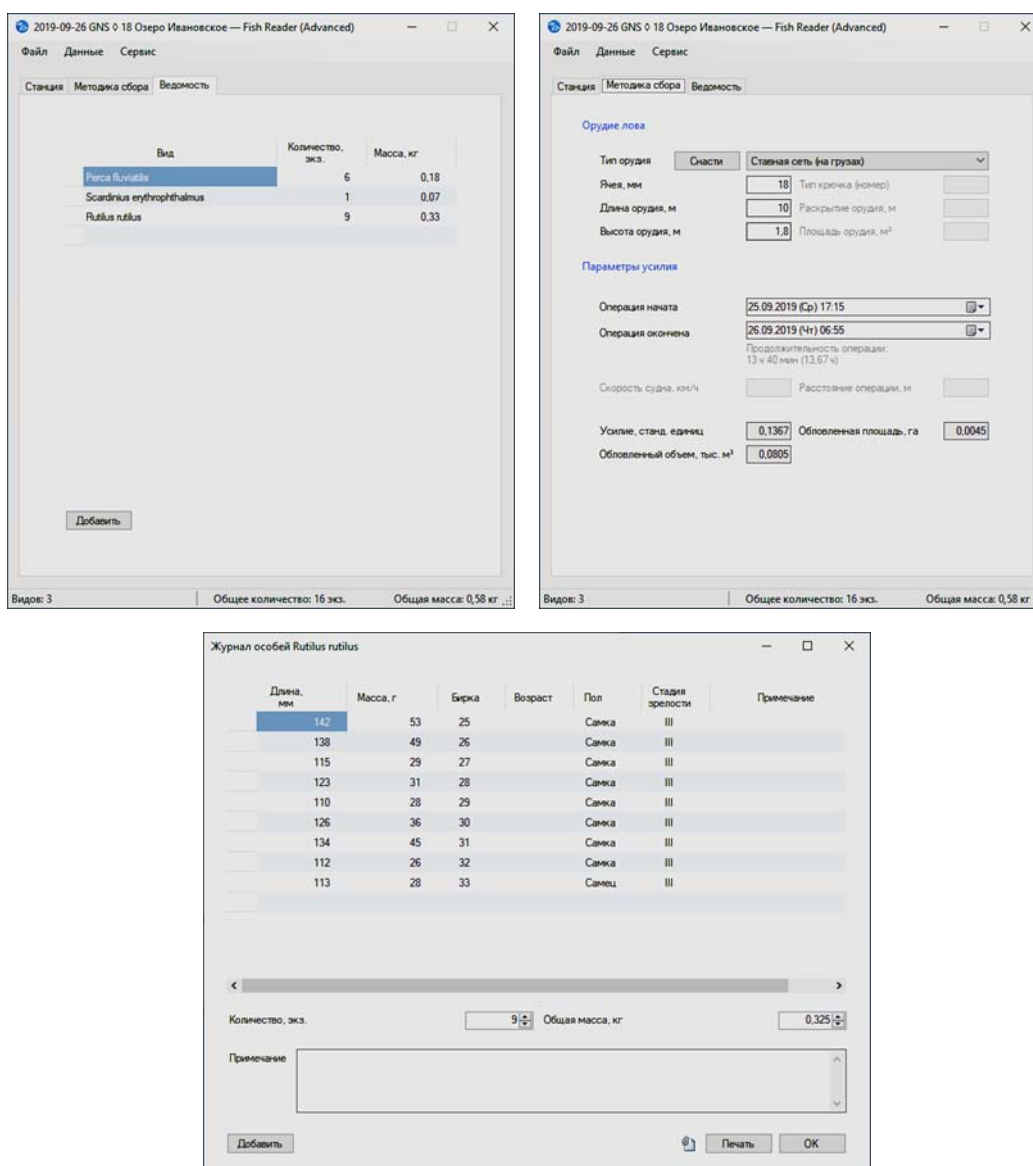


Рис. 1. Схема таблиц и связей для описания первичных ихтиологических и гидробиологических данных.



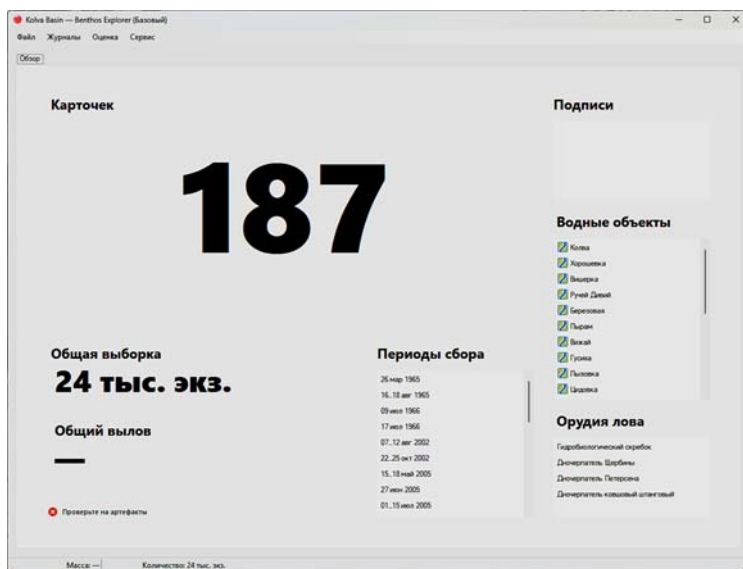
**Рис. 2.** Внешний вид графического интерфейса Fish Reader.

Набор приложений для массового редактирования, валидации и анализа первичных пользовательских данных состоит из Fish Explorer, Benthos Explorer и Plankton Explorer. Графический интерфейс этих приложений включает главное окно с различным набором элементов управления. Общими элементами всех аналитических приложений являются: 1) универсальная вкладка с общей информацией об анализируемом материале и суммарной выборке гидробионтов; 2) журнал карточек – табличное представление этикеточной информации о пробах; 3) журнал определений – табличное представление отдельных записей биологической части проб, включающей информацию об идентифицированном таксоне и его количественных характеристиках; 4) журнал особей – табличное представление отдельных записей с описанием отдельных особей гидробионтов (рис. 3).

Среди видов анализа, которые уже реализованы в приложении Fish Explorer: оценка корректности данных о длине, массе, возрасте особей с помощью регрессионного анализа, анализ структуры сообщества (с учетом классов орудий лова), анализ структуры популяции (с учетом классов орудий лова, корректировкой по модели селективности ячейных орудий лова, корректировкой возрастной структуры с учетом коэффициента смертности), диагностики запаса методом прямого учета (с учетом зональных коэффициентов для классов орудий лова), оценка биологических параметров популяции (модели линейного и весового роста) (рис. 4).

В аналитических приложениях реализован базовый общий функционал: анализ валидности анализируемых данных по ряду критериев различной критичности, анализ видовой структуры выборки. Пользователю также доступно управление таксономическим справочником, что существенно упрощает работу с синонимами, неизбежно появляющимися в видовых списках вследствие развития систематики и

при использовании новых определителей. Применение аналитических приложений позволяет быстро оценивать значимость «рабочих» гипотез при проведении анализа материала.



Исследователь	Марки	Дата и время	Местоположение	Водный объект	Глубина, м	Субстрат
Полтав Иван	06-05	27.06.2005 0:00	61.458° с. ш. 58.678° в. д. 379	Колпа	0.3	Искусственный песок
Полтав Иван	07-05	01.07.2005 0:00	61.452° с. ш. 58.691° в. д. 410	Колпа	0.2	Глина
Полтав Иван	08-05	01.07.2005 19:00	61.452° с. ш. 58.691° в. д. 410	Колпа	0.2	Искусственный
Полтав Иван	09-05	01.07.2005 0:00	61.452° с. ш. 58.691° в. д. 423	Колпа	0.4	Глина
Полтав Иван	10-05	01.07.2005 19:00	61.452° с. ш. 58.695° в. д. 343	Колпа	0.4	Искусственный песок
Полтав Иван	11-05	01.07.2005 0:00	61.452° с. ш. 58.695° в. д. 343	Колпа	0.5	Искусственный песок
Полтав Иван	13-05	01.07.2005 0:00	61.429° с. ш. 58.617° в. д. 331	Колпа	0.7	Искусственный песок
Полтав Иван	14-05	01.07.2005 0:00	61.429° с. ш. 58.617° в. д. 331	Колпа	0.3	Гравий
Полтав Иван	12-05	02.07.2005 19:00	61.439° с. ш. 58.617° в. д. 331	Колпа	0.5	Песчаный песок
Полтав Иван	15-05	04.07.2005 0:00	61.294° с. ш. 58.481° в. д. 282	Колпа	0.6	Искусственный песок
Полтав Иван	16-05	04.07.2005 0:00	61.294° с. ш. 58.481° в. д. 281	Колпа	0.7	Искусственный песок
Полтав Иван	17-05	04.07.2005 0:00	61.294° с. ш. 58.481° в. д. 281	Колпа	1.8	Искусственный
Полтав Иван	30-02	23.10.2002 0:00	60.909° с. ш. 56.464° в. д. 116	Колпа	1.2	Песок
Полтав Иван	29-02	23.10.2002 0:00	60.909° с. ш. 56.464° в. д. 116	Колпа	1.6	Опесчаный гравийный грунт
Полтав Иван	20-05	06.07.2005 0:00	61.249° с. ш. 58.308° в. д. 207	Колпа	0.4	Гравий
Полтав Иван	21-05	06.07.2005 0:00	61.249° с. ш. 58.308° в. д. 206	Колпа	0.6	Гравий
Полтав Иван	22-05	06.07.2005 0:00	61.249° с. ш. 58.308° в. д. 206	Колпа	0.5	Гравий
Полтав Иван	24-02	22.10.2002 0:00	60.666° с. ш. 56.649° в. д. 119	Колпа	1.6	Искусственный
Полтав Иван	23-02	22.10.2002 0:00	60.666° с. ш. 56.649° в. д. 119	Колпа	1.5	Глина
Полтав Иван	22-02	22.10.2002 0:00	60.703° с. ш. 56.611° в. д. 119	Колпа	1.6	Опесчаная глина
Полтав Иван	27-05	07.07.2005 0:00	61.341° с. ш. 58.158° в. д. 190	Колпа	0.5	Искусственный песок
Полтав Иван	28-05	07.07.2005 0:00	61.341° с. ш. 58.158° в. д. 190	Колпа	0.7	Песчаный песок
Полтав Иван	29-05	07.07.2005 0:00	61.347° с. ш. 58.158° в. д. 190	Колпа	1.0	Песчаный песок
Полтав Иван	30-05	09.07.2005 0:00	61.423° с. ш. 58.006° в. д. 180	Колпа	0.5	Искусственный песок
Полтав Иван	31-05	09.07.2005 0:00	61.423° с. ш. 58.006° в. д. 180	Колпа	0.8	Искусственный песок
Полтав Иван	32-05	09.07.2005 0:00	61.423° с. ш. 58.006° в. д. 180	Колпа	0.7	Искусственный песок

Таксон	Длина, мм	Масса, г	Берка	Возраст	Полосение	Пол	Зрелость	Примечание
Alburnus alburnus	404	371	13	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	326	796	24	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	318	610	25	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	296	540	26	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	248	378	27	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	333	778	13	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	416	1541	14	✓		Самец	9-6	
Alburnus alburnus	346	989	15	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	294	531	16	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	391	1347	17	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	352	1032	18	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	482	1591	10	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	474	1534	11	✓		Самец	6	
Aspius aspius	305	273	1	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	442	1143	12	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	419	523	21	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	361	1129	22	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	397	1474	23	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	398	1470	9	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	402	1362	10	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	352	1217	11	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	406	1384	12	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	333	877	19	✓		Самец	6	
Alburnus alburnus	320	679	20	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	528	1205	9	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	513	1223	9	✓		Самец	6	
Stizostedion lucioperca	500	1637	1	✓		Самец	6	

Рис. 3. Внешний вид графического интерфейса Benthos Explorer и Fish Explorer.

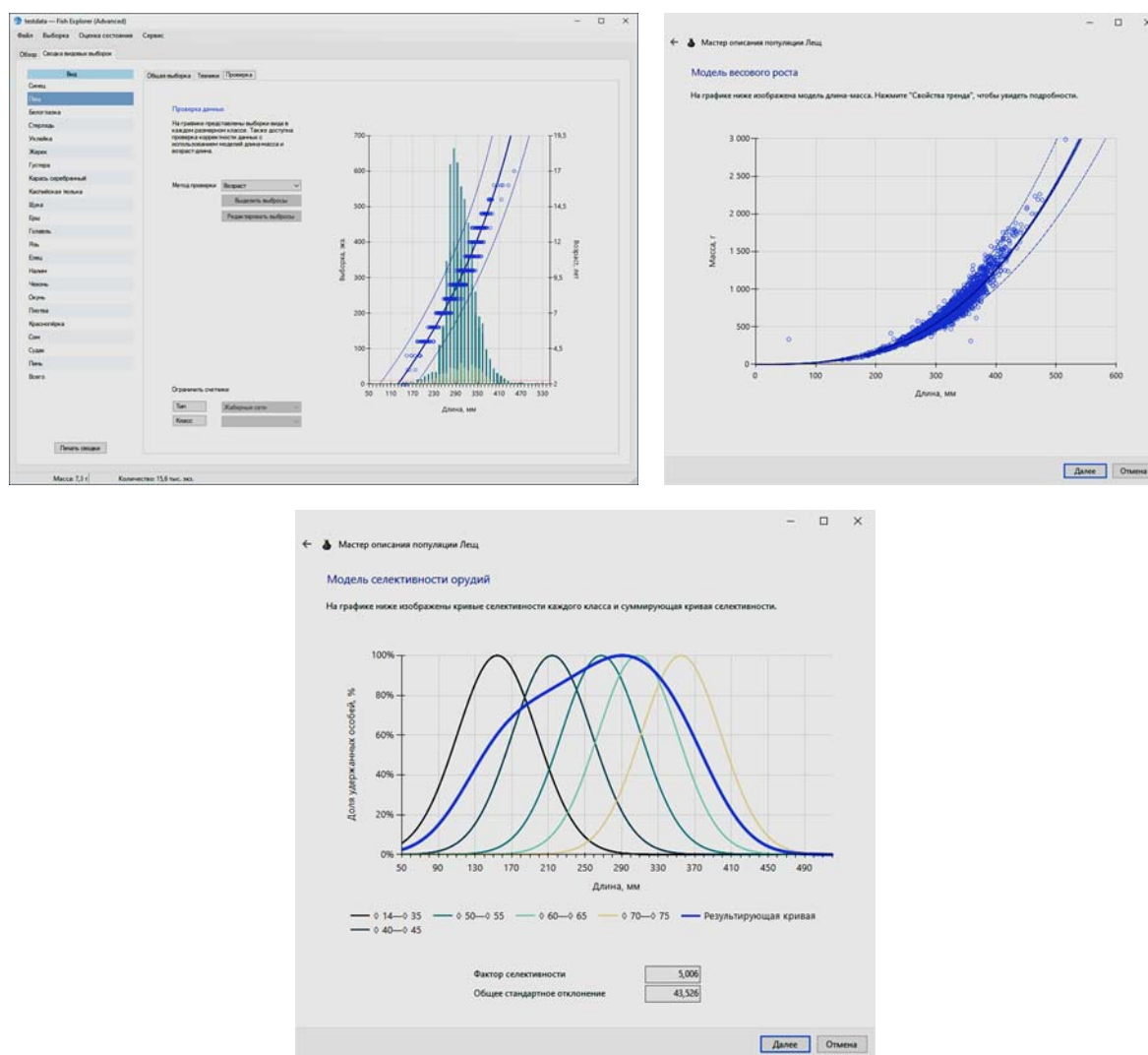


Рис. 4. Внешний вид графического интерфейса при выполнении отдельных видов анализа в Fish Explorer.

#### Список литературы:

1. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. – М., 1975. – 240 с.
2. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. – Л., 1984а. – 33 с.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Л., 1984б. – 51 с.
4. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. – М., 1966. – 376 с.

### МИКРОБНАЯ ИНДИКАЦИЯ ВОД АМУРСКОГО ЗАЛИВА: ЛЕТО 2022 ГОДА

Т.В. Бойченко<sup>1</sup>, Н.К. Христофорова<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Дальневосточный федеральный университет,  
690010, Владивосток, о. Русский, Аякс 10, boychenko.tv@dvfu.ru

<sup>2</sup>Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, 690041, Владивосток, ул. Радио 7, more301040@gmail.com

На основании микробиологического обследования поверхностных вод Амурского залива, выполненного в июле 2022 года, получена информация о распределении и количестве микроорганизмов эколого-трофических групп, дающая представление о его экологическом состоянии. По данным численности колониеобразующих форм гетеротрофных микроорганизмов (КГМ) воды характеризуются как мезосапробные, обогащённые органическими соединениями. Значения индекса олиготрофности также указывают на загрязнение акватории легкодоступным органическим веществом, процессы аккумуляции

которого преобладают над его деструкцией. На большинстве станций в заметных количествах обнаруживаются бактерии санитарно-показательной группы, указывающие на биологическое загрязнение вод. На всех без исключения станциях фиксируются бактерии, растущие на средах с сырой нефтью, а также фенол-резистентные микроорганизмы. Микробные индексы (МИ) относительной численности металл-резистентных микроорганизмов, были низкими, свидетельствуя о концентрациях тяжелых металлов в воде, не превышающих фона.

Среди ряда акваторий дальневосточных морей России Амурский залив, являющийся частью залива Петра Великого, относится к наиболее продуктивным районам, испытывающим в то же время мощный антропогенный пресс. На побережье залива расположен крупный город-порт Владивосток, а в бассейне его водосбора находится промышленный город Уссурийск. В долине реки Раздольной, второй по величине реки южного Приморья, впадающей в залив на севере, развито сельское хозяйство. Залив характеризуется активным судоходством, на его берегах имеются портовые сооружения и судоремонтные предприятия, нефтебаза и рыбокомбинат. В то же время значительная часть побережья используется для рекреации, что приводит к появлению в среде большого количества аллохтонных микроорганизмов, включающих в свой пул условно-патогенную и патогенную микрофлору. В результате акватория залива подвергается повышенной экологической нагрузке и требует постоянного контроля за состоянием среды и биоты.

Цель работы: оценить современное состояние поверхностных вод Амурского залива по данным микробной индикации.

Материалом для исследования послужили результаты наблюдений, сделанных в июле 2022 г. с борта НИС «Импульс». Отбор проб производили из подповерхностного слоя в стерильные ёмкости согласно ГОСТ 31861–12. Пробы анализировали в день отбора, каждую – в трех повторностях. В обследованной акватории обработано 16 станций.

Численность колониеобразующих форм гетеротрофных микроорганизмов (КГМ) в 1 мл воды определяли с использованием метода десятикратных разведений и последующего посева аликвоты в трёх повторностях на питательную среду для морских микроорганизмов (СММ) с добавлением 1,5% агара [1, 2]. Количество олиготрофов в 1 мл воды определяли тем же методом на твёрдой модифицированной для морских микроорганизмов среде Миллса [3]. Нефтеустойчивые и фенолустойчивые микроорганизмы определяли на голодной среде, куда добавляли нефть или фенол в конечной концентрации 0.1% как единственный источник углерода для развития бактерий [4]. Количество металл-резистентных (МР) форм в сообществе гетеротрофных культивируемых микроорганизмов (МО) определяли, используя селективные среды, приготовленные на основе среды СММ с добавками солей металлов в концентрациях, ингибирующих рост чувствительных форм бактерий. В качестве добавок использовали хлориды металлов – Zn, Cu, Cd, Ni, Pb [5, 6]. БГКП обнаруживали с использованием селективной среды Эндо. Определяли каталазоположительные, оксидазоотрицательные грамм-отрицательные бактерии [4].

Результаты микробиологического опробования представлены в таблицах 1 и 2.

Одним из основных компонентов водных экосистем является гетеротрофный бактериопланктон, через который проходит более 40% общего потока углерода в планктонных трофических сетях. Благодаря ему осуществляется деструкция органического вещества и обеспечивается самоочищение водных масс, по его количеству судят о сапробности вод. Как следует из данных табл. 1, численность КГМ в поверхностных водах Амурского залива распределялась от станции к станции практически равномерно, варьируя от  $10^3$  до  $10^4$  КОЕ/мл, составляя преимущественно  $10^4$  КОЕ/мл и характеризуя воды как мезосапробные, обогащённые органическим веществом, что, очевидно, обусловлено интенсивной рекреационной деятельностью и большим поступлением органического вещества, как автохтонного, так и аллохтонного происхождения, включая хозяйственно-бытовые стоки.

Численность олиготрофной микрофлоры варьировала в более широких пределах, чем гетеротрофов, от  $10^1$  до  $10^4$  КОЕ/мл, но на большинстве станций не превышала  $10^2$  КОЕ/мл.

При экологическом мониторинге водных экосистем для определения характера процессов аккумуляции и деструкции органического вещества используют количественные данные о содержании сапрофитных и олиготрофных микроорганизмов в составе микрофлоры водоема. Одновременное выявление сапрофитов и олиготрофов и сравнение их количества показывает степень минерализации органического вещества, а также дает количественный показатель – индекс олиготрофности, по величине которого судят об обогащённости местообитания азотсодержащим органическим веществом и интенсивности его минерализации. Как следует из данных табл. 1, индекс олиготрофности, превышающий единицу, зафиксирован только на двух из всего пула станций, т. е. на большей части акватории в биоценозе аккумуляция органического вещества преобладала над его деструкцией, и процессы самоочищения характеризовались низкой скоростью.

На половине станций были зафиксированы БГКП, свидетельствующие о биологическом загрязнении. Наибольшее количество бактерий данной группы выявлено в трёх местах – в предустье р. Барабашевка, напротив ж/д ст. Седанка, у м. Лагерный, составляя  $(2,8 \pm 0,12) \cdot 10^2$ ,  $(4,6 \pm 0,13) \cdot 10^2$  и  $(1,3 \pm 0,17) \cdot 10^2$  КОЕ/мл, соответственно.

Анализ численности бактерий, растущих на среде с сырой нефтью, показал, что воды большей части Амурского залива ощутимо загрязнены трудно окисляемыми нефтеуглеводородами. Численность нефтеустойчивых микроорганизмов на 11 из 16 станций составляла  $10^4$  КОЕ/мл, а в предустье реки Барабашевки и у мыса Лагерного практически достигала  $10^5$  КОЕ/мл.

Таблица 1. Численность эколого–трофических групп микроорганизмов в поверхностных водах Амурского залива и значение индекса олиготрофности

№, название станции	Численность эколого–трофических групп микроорганизмов, КОЕ/мл			I (индекс олиготрофности)
	КГМ	О	БГКП	
1. м. Угольный	$(4,8 \pm 0,22) \cdot 10^4$	$(3,0 \pm 0,13) \cdot 10^2$	0	0,00
2. г. Приметная	$(3,8 \pm 0,31) \cdot 10^4$	$(1,3 \pm 0,13) \cdot 10^4$	$(3,2 \pm 0,14) \cdot 10$	0,34
3. м. Песчаный	$(6,4 \pm 0,14) \cdot 10^3$	$(1,4 \pm 0,11) \cdot 10$	0	0,00
4. м. Ограновича	$(8,5 \pm 0,23) \cdot 10^3$	$(8,7 \pm 0,13) \cdot 10$	0	0,01
5. г. Столовая	$(3,5 \pm 0,21) \cdot 10^3$	$(3,7 \pm 0,18) \cdot 10^2$	0	0,1
6. предустье р. Барабашевка	$(9,4 \pm 0,14) \cdot 10^4$	$(1,4 \pm 0,13) \cdot 10$	$(2,8 \pm 0,12) \cdot 10^2$	0,00
7. м. Перевозный	$(2,8 \pm 0,32) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,31) \cdot 10$	0	0,00
8. м. Утонувших	$(3,3 \pm 0,13) \cdot 10^4$	$(5,3 \pm 0,13) \cdot 10$	$(8,7 \pm 0,22) \cdot 10$	0,00
9. ст. Спутник	$(2,4 \pm 0,14) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,14) \cdot 10$	$(4,4 \pm 0,21) \cdot 10$	0,00
10. ст. Седанка	$(3,5 \pm 0,23) \cdot 10^4$	$(1,5 \pm 0,23) \cdot 10$	$(4,6 \pm 0,13) \cdot 10^2$	0,00
11. м. Красный	$(1,5 \pm 0,21) \cdot 10^4$	$(7,5 \pm 0,2) \cdot 10^3$	$(1,1 \pm 0,11) \cdot 10$	0,5
12. м. Фирсова	$(1,4 \pm 0,18) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,11) \cdot 10$	$(7,3 \pm 0,12) \cdot 10$	0,00
13. м. Лагерный	$(8,8 \pm 0,22) \cdot 10^4$	$(1,2 \pm 0,18) \cdot 10^2$	$(1,3 \pm 0,17) \cdot 10^2$	0,00
14. м. Купера	$(2,3 \pm 0,31) \cdot 10^3$	$(4,3 \pm 0,11) \cdot 10^3$	0	1,86
15. м. Токаревского	$(2,4 \pm 0,14) \cdot 10^3$	$(3,4 \pm 0,11) \cdot 10^3$	0	1,41
16. м. Михайловского	$(7,5 \pm 0,36) \cdot 10^4$	$(1,5 \pm 0,36) \cdot 10$	0	0,00

Таблица 2. Численность индикаторных групп микроорганизмов в поверхностных водах Амурского залива

№, название станции	Численность индикаторных групп микроорганизмов, КОЕ/мл					
	H	Φ	Cd	Pb	Zn	Ni
1. м. Угольный	$(4,8 \pm 0,22) \cdot 10^4$	$(3,0 \pm 0,13) \cdot 10^2$	0	0	0	0
2. г. Приметная	$(3,8 \pm 0,31) \cdot 10^4$	$(1,3 \pm 0,13) \cdot 10^4$	$(6,0 \pm 0,33) \cdot 10$	0	$(4,6 \pm 0,21) \cdot 10$	0
3. м. Песчаный	$(6,4 \pm 0,14) \cdot 10^3$	$(1,4 \pm 0,11) \cdot 10$	$(1,1 \pm 0,24) \cdot 10$	0	$(2,0 \pm 0,13) \cdot 10$	$(1,2 \pm 0,11) \cdot 10$
4. м. Ограновича	$(8,5 \pm 0,23) \cdot 10^3$	$(8,7 \pm 0,13) \cdot 10$	0	0	0	0
5. г. Столовая	$(3,5 \pm 0,21) \cdot 10^3$	$(3,7 \pm 0,18) \cdot 10^2$	0	0	0	0
6. предустье р. Барабашевка	$(9,4 \pm 0,14) \cdot 10^4$	$(1,4 \pm 0,13) \cdot 10$	0	$(2,1 \pm 0,1) \cdot 10$	$(7,9 \pm 0,16) \cdot 10$	0
7. м. Перевозный	$(2,8 \pm 0,32) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,31) \cdot 10$	0	0	0	0
8. м. Утонувших	$(3,3 \pm 0,13) \cdot 10^4$	$(5,3 \pm 0,13) \cdot 10$	$(7,9 \pm 0,31) \cdot 10$	0	$(9,2 \pm 0,33) \cdot 10$	0
9. ст. Спутник	$(2,4 \pm 0,14) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,14) \cdot 10$	$(3,0 \pm 0,21) \cdot 10$	0	$(7,0 \pm 0,31) \cdot 10$	0
10. ст. Седанка	$(3,5 \pm 0,23) \cdot 10^4$	$(1,5 \pm 0,23) \cdot 10$	0	0	0	0
11. м. Красный	$(1,5 \pm 0,21) \cdot 10^4$	$(7,5 \pm 0,2) \cdot 10^3$	$(9,2 \pm 0,17) \cdot 10$	0	$(8,7 \pm 0,15) \cdot 10$	0
12. м. Фирсова	$(1,4 \pm 0,18) \cdot 10^4$	$(1,1 \pm 0,11) \cdot 10$	$(2,0 \pm 0,11) \cdot 10$	0	0	$(2,8 \pm 0,2) \cdot 10$
13. м. Лагерный	$(8,8 \pm 0,22) \cdot 10^4$	$(1,2 \pm 0,18) \cdot 10^2$	0	0	$(5,9 \pm 0,18) \cdot 10$	0
14. м. Купера	$(2,3 \pm 0,31) \cdot 10^3$	$(4,3 \pm 0,11) \cdot 10^3$	0	0	0	0
15. м. Токаревского	$(2,4 \pm 0,14) \cdot 10^3$	$(3,4 \pm 0,11) \cdot 10^3$	$(3,1 \pm 0,12) \cdot 10$	0	$(2,0 \pm 0,13) \cdot 10$	0
16. м. Михайловского	$(7,5 \pm 0,36) \cdot 10^4$	$(1,5 \pm 0,36) \cdot 10$	0	0	0	0

Примечание: Cu–резистентные микроорганизмы не выявлены.

В ходе исследования выяснилось, что вся акватория залива в той или иной степени подвержена фенольному загрязнению, которое может иметь несколько причин. Как правило, основными из них являются деятельность предприятий целлюлозно–бумажной, деревообрабатывающей промышленности (которые для нашего случая не актуальны). Фенолы могут выделяться макрофитами, отражать загрязнение среды хлорорганическими пестицидами, а также иметь фекальную природу. Поскольку фенолы относятся к высоко токсичным веществам, то даже при численности, достигающей  $10^2$  кл./мл, они являются опасными поллютантами. На четырех станциях – г. Приметная, м. Красный, м. Купера, м. Токаревского определены значения численности, которые вызывают тревогу.

МР микроорганизмы, являющиеся частью гетеротрофов, позволили оценить уровень специализированного пресса на поверхностные воды залива. Если содержание ионов и комплексов Cd, Pb и Ni в воде свидетельствует преимущественно о техногенном воздействии на среду, то Cu и Zn – об антропогенном. В целом результаты микробиологического обследования показали низкие значения численности МР микроорганизмов и их мозаичное распределение, причем на семи станциях МР бактерии не



зафиксированы. Наиболее распространенными эколого–трофическими группами, выявленными на большинстве станций, были Cd– и Zn–резистентные бактерии, численность которых, однако, не превышала  $10^1$  КОЕ/мл. Cu–резистентные микроорганизмы зафиксированы не были, Pb–резистентные бактерии в минимальных количествах выявлены на одной станции (предустье р. Барабашевка).

Для перехода от микробиологических данных к экологической оценке степени загрязненности морской акватории используется шкала, которая соотносит МИ (долю конкретной металл–резистентной группы в процентах от КГМ) с ПДК ТМ для водоёмов рыбохозяйственного назначения, где микробный индекс наглядно показывает степень резистентности сообщества к воздействию поллютантов (табл. 3) [6].

Таблица 3. Примерные критерии загрязнённости акватории тяжёлыми металлами на основе микробиологических показателей [6]

Микробиологический показатель	Загрязнённость			
	( ) – фоновая (<ПДК*)	* – незначительная (≈1ПДК*)	Δ – ошутимая (1–3 ПДК*)	▲ – значительная (> 3ПДК*)
КГМ (кл/мл)	< $10^3$	$10^3$ – $10^4$	$10^4$ – $10^5$	> $10^5$
МИ**				
Cd	<0.01	0.01–0.1	0.1–9	>9
Cu	<10	10–46	>46	нет данных
Pb	<10	10–46	>46	нет данных
Zn	<0.1	0.1–10	10–46	>46
Ni	<0.1	0.1–10	10–46	>46
Co	<1	1–20	20–46	>46

Примечание: \*ПДК – предельно допустимая концентрация ТМ в воде (для водоёмов рыбохозяйственного назначения); \*\*В процентах численности КГМ.

При пересчете абсолютной численности МР групп в формат микробных индексов МИ и соотношении их со шкалой оценки степени загрязненности по Дмитриевой [6] мы фиксируем относительно ровный фон в отношении всех МР бактерий, свидетельствующий о концентрациях, не превышающих фоновых значений, т.е. ниже ПДК.

Проведенное исследование позволило заключить, что воды Амурского залива во время летнего 2022 г. опробования относились к категории мезосапробных, обогащённых органическими соединениями, где процессы накопления органического вещества преобладали над его деструкцией. На большинстве станций в достаточных количествах фиксировались бактерии санитарно–показательной группы, выявляя биологическое загрязнение вод. На всех без исключения станциях обнаружены бактерии, растущие на средах с сырой нефтью, а также фенол–резистентные микроорганизмы. МР микроорганизмы, показали, что уровень специализированного (техногенного) пресса на поверхностные воды залива незначителен: МИ, соответствующие относительной численности металл–резистентных микроорганизмов, были минимальными, свидетельствуя о концентрациях металлов, не превышающих фоновых уровней.

*Представленное исследование было профинансировано Министерством науки и высшего образования Российской Федерации, проект № FZNS–2023–0011 «Технологии мониторинга устойчивости экосистем внутренних и окраинных морей России в условиях глобального изменения климата и антропогенного воздействия».*

#### Список литературы:

- 1.Наливайко Н. Г. Микробиология воды: учеб. пособие. – Томск: Изд-во Томск. политехн. ун-та, 2006. – 139 с.
- 2.Youchimizu M., Kimura T. Study of intestinal microflora of Salmonids // Fish. Pathol. 1976. Vol. 10, № 2. – P. 243–259.
- 3.Димитриева Г.Ю. Планктонные и эпифитные микроорганизмы: индикация и стабилизация состояния прибрежных морских экосистем: дис. ... докт. биол. наук /Димитриева Галина Юрьевна. ДВГУ. Владивосток, 1999. – 408 с.
- 4.Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений/Под ред. Цыбань А.В. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. –193 с.
- 5.Безвербная И.П. Отклик микроорганизмов прибрежных акваторий Приморья на присутствие в среде тяжёлых металлов. Дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток: ДВГУ, 2002. – 177с.
- 6.Димитриева Г. Ю., Безвербная И.П. Микробная индикация – эффективный инструмент для мониторинга загрязнения прибрежных морских вод тяжёлыми металлами//Океанология. 2002. Т. 42, №3. – С. 408–415.



# ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДОЕМА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ ПО СОСТОЯНИЮ ПЛАНКТОНА, НА ПРИМЕРЕ ПРОЛИВА МАЛОЕ МОРЕ, ОЗЕРО БАЙКАЛ

Н.А. Бондаренко<sup>1</sup>, О.Г. Пенькова<sup>2</sup>, Н.Г. Шевелева<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, 664033, nina@lin.irk.ru

<sup>2</sup>Иркутский государственный университет, Иркутск, 664003

Анализ показал, что перестройки в структуре планктона пролива свидетельствуют о повышении трофности популярного места отдыха, но количественные характеристики неоднозначны. В пелагиали отмечена тенденция увеличения трофности в годы с интенсивным развитием диатомей байкальского комплекса и меньшая в малопродуктивных, в литорали – обратная.

Озеро Байкал относится к вторично– или морфометрически олиготрофным водоемам. Трофогенный слой в нем достигает 25–30 м, иногда больше, благодаря высокой прозрачности воды и интенсивному поступлению солнечной радиации. В результате первичная продукция фитопланктона при низких показателях ее в 1 м<sup>3</sup>, характерных для олиготрофных, даже ультраолиготрофных водоемов, значительна под 1 м<sup>2</sup> поверхности водоема [1].

Основной чертой развития планктона озера в прошлом столетии являлось чередование малопродуктивных и высокопродуктивных лет, когда в подледном планктоне массово развивались крупноклеточные диатомовые водоросли байкальского комплекса: *Aulacoseira baicalensis*, *A. islandica* и *Stephanodiscus meyeri*, которых ранее относили к роду *Melosira*. Высокопродуктивные (или «мелозирные» годы) наблюдались с определенной цикличностью, раз в 3–4 года. Это чередование определяло развитие и зоопланктона озера. Доминирующие виды зоопланктона *Epischura baicalensis* и *Cyclops kolensis* подчинялись ритмике: в мелозирные годы отмечали низкую численность эпишуры и высокую циклопа, а в межмелозирные эпишура демонстрировала пики обилия [1, 2]. На современном этапе в результате высокой антропогенной нагрузки во многих пресноводных экосистемах, в том числе и в оз. Байкал, произошли изменения в структуре водных сообществ и в обилии биоты [3]. Как и по всей акватории озера, в фитопланктоне пролива Малое Море нарушена цикличность «мелозирных» годов, изменилась структура доминирующих видов. Перераспределение форм азота и фосфора в сторону органических [4] вызвало перестройки в размерной структуре планктона, возросла роль мелкоклеточных форм: в фитопланктоне увеличилось количество нанопланктонных фитофлагеллат, а в зоопланктоне, из-за резкого роста количества коловраток, на порядок увеличилась численность [4].

Целью данной работы была оценка трофического статуса пролива Малое Море в новых экологических условиях по состоянию планктона.

Малое Море, популярное место отдыха, относится к акваториям с повышенной антропогенной нагрузкой на Байкале. Расположен пролив между западным побережьем и островом Ольхон в средней части озера, заканчивается к югу заливом Мухор.

Проанализированы результаты, полученные в 2019 г. и 2022 г., за три периода развития планктона: весенний, летний и осенний. В каждый период пробы отбирали на 5–7 станциях, три из которых находились в заливе Мухор и 2–4 в пелагиали пролива. Для анализа современного состояния планктона пролива сравнивали оригинальные результаты с опубликованными данными и архивными материалами авторов. Трофический статус пролива был оценен по следующим показателям: количество видов в сообществах, размерные характеристики доминантов, общая биомасса фито– и зоопланктона, соотношение биомассы зоопланктона и фитопланктона, соотношение биомассы и численности ракообразных и коловраток, индивидуальная масса организмов зоопланктона.

Пробоотбор проводили в конце мая – начале июня, во время завершения весенней вегетации водорослей, в июле–августе и в сентябре. Образцы объемом 1000 мл фиксировали раствором Утермеля, концентрировали методом седиментации. Концентрат просматривали в тройной повторности в камере Нажотта объемом 0.1 мл в световом микроскопе “Peraval” при увеличении микроскопа ×720.

Пробы отбирали, начиная с третьей декады мая и до сентября, два–три раза в месяц. Планктонной сетью Джеди (диаметр входного отверстия 37,5 см, размер ячеек 110 мкм) облавливали верхний 25–метровый слой.

Камеральную обработку проводили по стандартной методике [1].

**Фитопланктон.** Выбранные для анализа годы резко отличались по структуре и уровню развития весеннего планктона (табл. 1, 1а, 2, 2а). Весной 2019 г. фитопланктон состоял из мелкоклеточных доминантов последних лет: зеленой *Koliella longiseta*, численность 24–205 тыс. кл./л, золотистой *Dinobryon cylindricum*, 8–202 тыс. кл./л, и диатомеи *Synedra acus* subs. *radians*, 13–59 тыс. кл./л. Байкальский холодолюбивый комплекс водорослей был представлен колониальной диатомовой *Stephanodiscus meyeri*, от 7.3 до 36.8 тыс. кл./л. Доминирующий вид фитопланктона весной 2022 г. – *S. meyeri* (от 61 до 479 тыс. кл./л). Значительной численности в пелагиали достигал и второй представитель байкальского комплекса – *Aulacoseira islandica*, 33.4–43.6 тыс. кл./л. В заливе Мухор основную роль также играли диатомовые водоросли, но видовой состав был другим: *Nitzschia graciliformis* (47.3–304.4 тыс. кл./л) и *Synedra acus* (49.1–

164.6 тыс. кл./л). В литоральной зоне к ним добавились еще два доминанта: эвгленовые рода *Phacus* (271.5 тыс. кл./л) и диатомовая *Asterionella formosa* (98.7 тыс. кл./л).

Таблица 1. Показатели планктона пелагиали пролива Малое Море в 2019 г.

Сезон	Кол-во видов		Размеры доминантов		Биомасса		Соотношение биомасс	
	ф	з	v, мкм	w, мг	ф, мг/м <sup>3</sup>	з, мг/м <sup>3</sup>	з/ф	р/к
Весна	12	8	200	0.037	124 ± 1	81	0.65	735
Лето	16	10	140–300	0.045	117 ± 34	80	0.68	397
Осень	13	14	200–300	0.005	108 ± 64	162	0.67	15.5

Примечание:здесь и далее (ф – фитопланктон, з – зоопланктон, р/к – ракообразные/коловратки, v – объем клеток водорослей; w –индивидуальный вес зоопланктеров).

Таблица 1а. Показатели планктона пелагиали пролива Малое Море в 2022 г.

Сезон	Кол-во видов		Размеры доминантов		Биомасса		Соотношение биомасс	
	ф	з	v, мкм	w, мг	ф, мг/м <sup>3</sup>	з, мг/м <sup>3</sup>	з/ф	р/к
Весна	19	6	400–4300	0.005	366 ± 208	17.3	0.047	5.9
Лето	12	4	200–300	0.040	305 ± 119	268	0.88	100
Осень	11	11	200–300	0.016	157 ± 1	67	0.43	157

Таблица 2. Показатели планктона залива Мухор пролива Малое Море в 2019 г.

Сезон	Кол-во видов		Размеры доминантов		Биомасса		Соотношение биомасс	
	ф	з	v, мкм	w,мг	ф, мг/м <sup>3</sup>	з, мг/м <sup>3</sup>	з/ф	р/к
Весна	16	13	500–1650	0.001	323 ± 186	100 ± 77	0.31	0.50
Лето	18	13	140–2000	0.002	731 ± 592	229 ± 174	0.31	0.85
Осень	9	15	150–300	0.013	477	692 ± 415	1.45	4.90

Таблица 2а. Показатели планктона залива Мухор пролива Малое Море в 2022 г.

Сезон	Кол-во видов		Размеры доминантов		Биомасса		Соотношение биомасс	
	ф	з	v, мкм	W, мг	ф, мг/м <sup>3</sup>	з, мг/м <sup>3</sup>	з/ф	р/к
Весна	26	14	400–1800	0,003	599 ± 683	129 ± 49	0.21	16
Лето	26	11	140–200	0,030	438 ± 503	267 ± 189	0.61	268
Осень	34	8	150–200	0,040	719 ± 1180	945 ± 174	1.30	954

Летний планктон пролива в оба года представлен мелкоклеточными формами. Доминирующий вид – криптофитовый *Rhodomonas pusilla*, в прибрежье 139–564 тыс. кл./л, в пелагиали 139–533 тыс. кл./л. Резко по составу отличался фитопланктон залива Мухор: здесь интенсивно вегетировали колониальные формы цианопрокариот рода *Dolichospermum* (*D. lemmermannii*, *D. spiroides*, *D. flos-aquae*, *D. scheremetivii*), численность которых колебалась в пределах 689–802 тыс. кл./л. Присутствовали крупноклеточная динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella* (16 тыс. кл./л) и диатомовая *Asterionella formosa* (70 тыс. кл./л).

В осеннем сообществе развивались только мелкие формы. Доминировал *Rh. pusilla* (24–373тыс. кл./л). В заливе Мухор отмечено отмирание колониальных цианопрокариот, в пробах присутствовало множество их разлагающихся клеток и колоний.

Как показали полученные результаты, в пелагиали весенняя вегетация вносит основную долю в биомассу года (табл. 1, 1а), а в литорали максимальные значения биомасс первичных продуцентов сдвинуты на летне–осенний период (табл. 2, 2а).

**Зоопланктон.** Основу биомассы пелагического зоопланктона в 2019 и 2022 гг. составляли веслоногие ракообразные. Доминирующее положение (96–98%) занимал фильтратор *Epischura baikalensis*. Исключением стала осень 2022 г, когда в таксономической группе веслоногих ракообразных на его долю приходилось только 40% биомассы, а большая часть – на *Cyclops kolensis*. Роль ветвистоусых в весенней и летней биомассе невелика (4–11%). Осенью значимость ветвистоусых в общей биомассе увеличивалась: в 2019 г. они составляли 21%, а в 2022 г. до 50%. Абсолютным доминантом в планктоне была *Bosmina longirostris*, которая является грубым фильтратором и способна к измельчению диатомовых водорослей. Коловратки, в силу малой индивидуальной массы и незначительной численности, не играли существенной роли, составляя 0.3–0.5% от общей биомассы, за исключением осени 2019 г., когда на их долю приходилось 12%. Доминировали по численности *Keratella cochlearis* (24.5 тыс.экз./м<sup>3</sup>), *Keratella quadrata* (12.7 тыс. экз./м<sup>3</sup>) и *Polyarthra dolichoptera* (3.3 тыс. экз./м<sup>3</sup>).

В заливе Мухор биомасса зоопланктона увеличивалась от весны к осени (табл. 2, 2а, 3). В 2019 г. основу биомассы (59–70%) определяли веслоногие ракообразные, в основном популяция *Mesocyclops leuckarti*. Роль коловраток была значительной только весной, когда их вклад в общую биомассу был немногим более 20%, при этом они доминировали (60%) по численности. Доминантами в своей таксономической группе были *P. dolichoptera* и *K. cochlearis* (78 и 25%). В 2022 г. биомасса зоопланктона увеличилась в 1.3 раза по сравнению с 2019 г., главным образом за счет обильного развития в осенний период ветвистоусых. Весной по биомассе (86%) лидировали веслоногие ракообразные, как и в 2019 г., за счет развития *M. leuckarti*. В этот период доминантами по численности выступали коловратки. Биомасса коловраток была сравнима с биомассой ветвистоусых: по 8% в каждой таксономической группе. Летом и осенью, при снижении плотности коловраток, увеличивались количественные показатели ветвистоусых. Летом биомасса ветвистоусых была почти равна биомассе веслоногих, а осенью их биомасса в 2.5 раза выше биомассы веслоногих. В летний и осенний периоды лидировала *Daphnia galeata* (80% от общей биомассы зоопланктона).

**Трофический статус пролива.** В начале 2000–х годов в планктоне пролива, также как по всей акватории озера, был установлен резкий рост обилия нанопланктонных миксотрофных жгутиковых – показателей органического загрязнения воды, причем максимальные количества этих организмов отмечены в местах повышенной антропогенной нагрузки [4]. Изменения структуры планктона в сторону мелкоклеточных видов продолжились и в исследованный период, что свидетельствует о повышении трофности пролива. Превалирование мелких форм водорослей, и в первую очередь фитофлагеллат (криптофитовых, динофитовых и гаптофитовых), которых ранее не регистрировали в планктоне Малого Моря, стало пусковым механизмом не только для дальнейших перестроек в структуре микропланктона, но и в трофических сетях. На лидирующее положение по численности вышли тонкие фильтраторы: коловратки *K. cochlearis*, *P. euryptera*, *K. quadrata*, *N. intermedia*, а также хищная *S. grandis*. Первые три вида являются показателями эвтрофных вод [5]. В литоральной зоне пролива и особенно заливе Мухор летом в оба года отмечалась интенсивная вегетация колонизальных цианопрокариот рода *Dolichospermum*, что также является показателем увеличения трофности.

Количественные данные (табл. 1–3) в этот же период показывают неоднозначную картину. В связи с доминированием мелких форм биомасса фитопланктона пелагиали на данном этапе не выходит за границы, характерные для олиготрофных вод, но в заливе Мухор летом, в периоды интенсивной вегетации цианопрокариот, бывает намного выше 1 г/м<sup>3</sup>. В олиготрофных озерах биомасса фитопланктона ниже биомассы зоопланктона, в мезо– и эвтрофных равна или намного выше. По этому критерию пелагическая часть пролива в 2022 г., также как залив Мухор в 2019 г., характеризуются как мезотрофная зона. Данные по сезонной динамике показателей выделяют особый случай в весенний период 2022 года, когда биомасса фитопланктона существенно преобладала над биомассой зоопланктона, как бывает в озере в продуктивные годы.

Таблица 3. Годовые показатели планктона в проливе Малое Море

Показатели	2019 год		2022 год	
	пелагиаль	залив Мухор	пелагиаль	залив Мухор
Биомасса фитопланктона, мг/м <sup>3</sup>	116 ± 33	510 ± 321	276 ± 109	480 ± 515
Биомасса зоопланктона, мг/м <sup>3</sup>	121 ± 70	340 ± 163	155 ± 66	447 ± 252
Соотношение биомассы зоо– и фитопланктона	0.926 ± 0.569	0.667 ± 0.320	0.562 ± 0.239	0.931 ± 0.525
Соотношение биомассы ракообразных и коловраток	0.4	1.2	12.5	1.3

Соотношение биомассы ракообразных и биомассы коловраток не характерны для олиготрофных вод, но также выделяется особый случай весной 2022 г. в период доминирования в планктоне двух представителей холодолюбивого байкальского комплекса диатомовых *Stephanodiscus meyeri* и *Aulacoseira islandica*. В этом случае в зоопланктоне доминировали ракообразные, представленные преимущественно эндемиком *Epischura baikalensis*. В периоды, когда в фитопланктоне были обильны мелкие формы, преобладали коловратки, например, в пелагиали в 2019 г. Коловратки приобретают большую значимость при повышении трофического уровня водоема. В остальные периоды биомассы ракообразных и коловраток сопоставимы.

Средняя биомасса зоопланктона ( $w$ ) за три периода исследования в пелагиали составила 0.005 в 2019 г. и 0.027 мг в 2022 г. В заливе Мухор значения  $w$  за этот период также нестабильны, от 0.004 до 0.018 мг.

Анализ оригинальных и опубликованных данных показал, что в условиях интенсивной антропогенной нагрузки, при перераспределении форм азота и фосфора в сторону органических, происходят перестройки в таксономической и размерной структуре фитопланктона. Они вызывают изменения в структуре зоопланктона и в трофической сети. Если перестройки в таксономической и размерной структуре обитателей планктона однозначно свидетельствуют о повышении трофности пролива, то количественные показатели фито- и зоопланктона такой четкой направленности не имеют (табл. 1–3). В фитопланктоне сохраняется более выраженная тенденция увеличения трофности весной в годы с повышенными концентрациями диатомей байкальского комплекса и меньшая в малопродуктивные годы, в зоопланктоне наоборот. Соотношение биомасс зоо- и фитопланктона в пелагиали в 2019 г. соответствует показателям мезотрофной зоны. Полученные средние значения биомассы особей зоопланктона в 2019 г. соответствуют уже эвтрофной зоне и в пелагиали, и в заливе Мухор. Согласно классификации [6], залив Мухор характеризуется в разные годы как мезотрофный, либо эвтрофный водоем, а пелагиаль пролива в низкоурожайные годы – олиго- либо мезотрофная зона. В годы с обильной весенней вегетацией холодолюбивого байкальского комплекса трофность пелагиали пролива повышается.

И дополнительным, но достаточно важным, результатом нашего исследования стал вывод о том, что в литорали Байкала, в акваториях с повышенной антропогенной нагрузкой, величину годовой первичной продукции озера определяет не весенняя вегетация водорослей, как в пелагической части [1], а летне-осеннее развитие фитопланктона.

*Работа выполнена в рамках госбюджетного проекта Лимнологического института СО РАН № 0279–2021–0007.*

#### Список литературы:

1. Кожова О.М., Бейм А.М. Экологический мониторинг Байкала. М.: Экология, 1993. 350 с.
2. Евстафьев В.К., Бондаренко Н.А., Мельник Н.Г. Анализ многолетней динамики основных звеньев трофической сети в пелагиали озера Байкал // Изв. Иркут. ун-та. Серия: Биология. Экология. 2010. Т. 3, № 1. С. 3–11.
3. Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M. et al. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? // J. Great Lakes Res. 2016. V. 42. P. 487–497.
4. Бондаренко Н.А., Шевелева Н.Г., Томберг И.В. Состояние планктона озера Байкал по материалам экспедиций 2021 года // Гос. доклад о состоянии и об охране окружающей среды в Иркутской области в 2021 году. 2021. С. 200–201.
5. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. Санкт-Петербург: Наука, 1996. 190 с.
6. Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука. 1984. 205 с.

### **К ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КСЕНОБИОТИЧЕСКОГО ПРОФИЛЯ В КАЧЕСТВЕ МАРКЕРОВ ВОДНОГО РЕЖИМА ВРЕМЕННЫХ ВОДОТОКОВ ОВРАЖНО-БАЛОЧНОЙ СЕТИ**

Д. Ю. Васин

*Московский государственный университет геодезии и картографии (МИИГАуК)  
105064, Москва, Гороховский пер., 4, частнопрактикующий судебный эксперт-гидролог, hydrolex@mail.ru*

В работе рассматривается возможность определения границ эфемерных русел временных водотоков овражно-балочной сети по шлейфам поллютантов-ксенобиотиков, поступающих с тальвеговым стоком от удалённых источников загрязнения.

В условиях растущей антропогенной нагрузки на фоне изменения климатических условий одной из актуальных междисциплинарных проблем является прогноз динамики развития природно-ландшафтных систем с позиции их устойчивости. Любой природно-территориальный комплекс участвует в транзите и трансформации вещества и энергии, значительная часть которой поступает в систему посредством поверхностного стока.

Несомненный интерес для междисциплинарного геоэкологического, геоморфологического, гидрологического и экотоксикологического исследования представляет овражно-балочная подсистема эрозионно-русловой системы [6, с. 52], поскольку именно в ней происходит сосредоточение более 90%

поверхностного стока. Она коррелирует с верхними звеньями гидрографической сети, т.е. представляет собой тальвеговую сеть суходолов, по которой осуществляется жидкий и твёрдый сток в речные системы.

Одним из эффектов антропогенного воздействия на ландшафты и биогеоценозы является изменение ксенобиотического профиля. Значительную роль в этом принадлежит хемополлютантам, поступающим из источников загрязнения на водосборах. Флювиальные процессы, протекающие на водосборе (в эрозионно–склоновой подсистеме), обеспечивают эмиссию и транзит биодоступных веществ в биогеоценозы, приуроченные к нижележащим участкам рельефа. Посредством эрозионно–русловой системы хемополлютанты могут мигрировать на достаточно удалённые расстояния от источника загрязнения.

Водная эрозия на малых и самых малых водосборах, таким образом, является основным механизмом поступления хемополлютантов в овражно–балочную сеть (далее – ОБС). Наиболее распространенными путями миграции хемополлютантов в суходольную сеть являются склоновый и тальвеговый сток. Последний обеспечивает поступление поллютантов от локальных источников загрязнения (например, с полигонов ТБО, хранилищ ГСМ и минеральных удобрений, несанкционированных свалок, точек сброса жидких отходов на рельеф), расположенных на водосборах, а также непосредственно в самих элементах ОБС, на удалённые расстояния посредством деятельности временных водотоков. Часть поллютантов проникает в тальвеговую сеть посредством подземного стока с водами верховодки при наличии соответствующих гидрогеологических условий.

Таким образом, сброс поллютантов на рельеф неминуемо вызывает их миграцию с водосбора в гидрографическую сеть посредством процессов поверхностного и подземного стока. Элементы ОБС соотносятся с природными ландшафтами и биогеоценозами, на территориях которых сформированы естественные ксенобиотические профили. В случае поступления посредством временного стока с водосбора биодоступных поллютантов, последние изменяют ксенобиотический профиль, создавая в экосистеме определённый шум. В случае периодического поступления экополлютантов–ксенобиотиков в экосистемы ОБС, обусловленного периодическим сезонным стоком, может возникать кумулятивный эффект – концентрации экополлютантов возрастают в течение ряда гидрологических лет вплоть до преодоления пороговых концентраций, за которым ксенобиотик превращается в экотоксикант. Последнее в динамике приводит к возникновению красного шума в экосистеме, что может вывести её из состояния равновесия. В крайних случаях (в случае нарушения адаптивности системы) приводит к изменению биоразнообразия, смене типа экосистемы, ландшафта.

Поступление поллютантов со склонов линейно–эрозионных элементов рельефа в сельской местности, как правило, связано с мелиоративной деятельностью, внесением на поля удобрений и пестицидов. При этом, шлейфы поллютантов, осаждающихся с сезонным прекращением тальвегового стока (в межень), могут перекрываться и маскироваться склоновым стоком поллютантов с сельскохозяйственных территорий, а также осаждающимися из атмосферы продуктами выбросов транспортной и промышленной инфраструктуры. На ксенобиотический профиль влияют и точечные загрязнения в самих элементах ОБС, которые могут становиться источниками локального шума в экосистеме. Так, точечные сбросы отходов в элементы ОБС, дороги, участки которых пересекают суходолы и пролегают в них, также могут оказывать влияние на фоновые концентрации ксенобиотиков.

Изучение изменяющихся ксенобиотических профилей биогеоценозов, приуроченных к ландшафтам верхних звеньев гидрографической сети в условиях антропогенной нагрузки, позволяет предположить связь водного режима временных водотоков, сезонно образующихся в суходолах, с повышенными (по сравнению с фоновыми) концентрациями ксенобиотиков–поллютантов, поступающих с водосборов. Эта связь прямо коррелирует с тальвеговым стоком, наличием постоянного локального источника загрязнения и предполагает наличие шлейфа биодоступных хемополлютантов в границах дна суходола, локально соответствующему положению временного русла. Это позволяет определять границы русла временного водотока в случае его невыраженности на местности практически в любую гидрологическую фазу.

Идентификация русел временных водотоков ОБС является актуальной прикладной междисциплинарной проблемой. Поскольку ОБС не имеет охранного статуса (которым обладают постоянные водные объекты), её элементы могут включаться в сельскохозяйственный оборот, подвергаться иному грубому антропогенному воздействию. Таким образом, элементы естественной системы дренирования водосборов зачастую подвергается модификации и уничтожению, химическому загрязнению. Проблема связана с тем, что временные водотоки, возникающие в суходолах в периоды максимального стока, не рассматриваются как водные объекты. Особенно, когда такие водотоки находятся на дорусловых стадиях формирования (при незначительных уклонах тальвегов, при значительной задернованности, залесенности дна суходолов и т.п.). На отдельных участках в днищах балок, где происходит уменьшение уклонов или наблюдается направленная аккумуляция, поток распыляется, фильтруясь в собственные отложения, русло исчезает, и поток перестаёт быть русловым [5, с. 11]. Эфемерность временных русел на отдельных участках суходолов не позволяет достоверно констатировать наличие дискретной системы «поток–русло» в ОБС и соотносить частные элементы флювиального рельефа с временными водными объектами даже при очевидности наличия признаков сосредоточенного стока в ОБС. Большой проблемой в констатации/доказывании существования водотоков (например, в судебно–экологической и судебно–гидрологической практике) являются распластаные участки русел, образующиеся в силу аккумулятивных

процессов на участках дна суходола с минимальными уклонами. На таких участках в фазы максимального стока поток может распространяться по всему дну суходола. Это особенно характерно для реликтовых балок, дно которых в результате длительной аккумуляции продуктов эрозии, поступающих с водосбора, становится плоским.

Средством определения водности и характеристик водного режима (уровней, расходов, объёмов) временных водных потоков в сухих долинах служат многолетние натурные наблюдения, либо гидрологические расчёты, позволяющие по рядам многолетних данных о гидрологических характеристиках с определенной долей приближения определять максимальные уровни воды во временном водотоке в том или ином суходоле. Происходящие в последние десятилетия изменения климатической системы и малые размеры водосборов элементов ОБС влияют на точность гидрологических расчётов. Многолетние натурные наблюдения на временных водотоках не ведутся (за редчайшими исключениями). В качестве альтернативного способа определения границ временных водотоков в ОБС в условиях повышенной антропогенной нагрузки, при наличии удалённого источника эмиссии поллютантов на водосборе, мы полагаем возможным определять границы плохо выраженных на местности русел временных водотоков и нерусловых потоков в ОБС по шлейфам поллютантов–ксенобиотиков, поступающих с тальвеговым стоком.

Соответствующие изменения ксенобиотического профиля можно проследить по увеличению концентраций соединений тяжёлых металлов (по сравнению с фоновыми) в верхнем почвенном слое и растениях, произрастающих на нём. Тяжёлые металлы (далее – ТМ) предлагаются нами в качестве маркера–поллютанта неслучайно, поскольку они не подвергаются быстрой элиминации из системы «почва–растение» и биотрансформации. Аналогичными токсикокинетическими свойствами обладают металлы, не относящиеся к тяжёлым, а также металлоиды.

Проведение исследований, результатом которых явилась разработка метода предварительного концентрирования микроколичеств свинца в растительных объектах [3], показало, что концентрации ТМ (на примере свинца) в исследованных в эксперименте растительных образцах (растения рода *Plantago*) более высоки, нежели в образцах почв на той же территории (в том числе в верхнем почвенном слое).

В нашем исследовании в качестве элементов–ксенобиотиков, маркирующих тальвеговый сток в ОБС, выбраны кадмий, свинец, медь, цинк, никель, кобальт, хром, ванадий, марганец, железо, барий, бор, алюминий. Данные элементы маркируют широкий спектр источников загрязнений и применимы для характеристики загрязнения вод. Они относятся к длительно персистирующим в среде элементам, на что обращает внимание В.К. Шитиков [7, с. 9]. Они отличаются степенью поглощения растительными организмами, часть из них относится к эссенциальным микроэлементам [1].

Нашей задачей является выявление корреляций между профилем данных элементов в водах временных водотоков ОБС и в растительных организмах, произрастающих на месте временных русел/потоков. Исследования проводились нами в 2022–2023 годах на ООПТ «Памятник природы «Балка Непрец»» и смежных территориях в Орловской области. Объектом исследования является система «балка Непрец – лог Верхний», на водосборе которой находится городской полигон твёрдых бытовых отходов, мусороперерабатывающий завод и завод керамической плитки. По северному водоразделу (нижняя часть системы «балка Непрец – лог Верхний» в 300 м от исследуемого участка проходит неэлектрифицированная железнодорожная линия с интенсивным движением поездов.

Система «балка Непрец – лог Верхний» относится к ландшафтам реликтовой степи с элементами лугового разнотравья и сорных видов. Балка Непрец и лог Верхний насчитывают более 300 степных и луговых видов растений. Из жизненных форм преобладают травянистые многолетники. Очень редки деревья (дикая яблоня, груша), кустарники, незначительны эфемеры и эфемероиды. Из экологических групп по отношению к воде преобладают ксерофиты. В балке Непрец и лог Верхнем отмечено более 80 редких видов растений, 50 из которых требуют строгой охраны. Это разнотравно–типчаковые, разнотравнонизкоосоковые, разнотравно–низко–осоково–типчаковые, разнотравноразнозлаковые, разнотравно–ковыльные и разнотравнопустынноовсецовые степи. Последние две группы ассоциации в Орловской области стали редчайшими и особо нуждаются в строгой охране. Наиболее распространенными являются разнотравнотипчаковые и разнотравно–низкоосоковые степи. Дно балки представлено лугами, формирующимися в условиях умеренного увлажнения и располагающимися вдоль ручья, пересыхающего в летние месяцы [3, с. 9]. Образование сезонных водотоков в течение гидрологического года в балке Непрец и лог Верхнем прямо коррелирует с началом весеннего снеготаяния. Гидрологическими наблюдениями установлено, что временные водотоки в балке Непрец и лог Верхнем существуют не более трёх недель, в период с марта по май, в зависимости от сроков весеннего снеготаяния. За исследованный двухлетний период максимальные уровни, в том числе на участках распластанных русел, сохранялись до 1,5 недель в каждую фазу максимального стока. На некоторых участках врезанных русел в фазу максимальных уровней поток частично выходил на дно долины. Ширина временного русла варьировала в зависимости от участка балки и достигала на некоторых из них 8–10 метров. Местами на распластанных участках русла в фазу максимальных уровней вода затапливала всю ширину дна балки. Распластанные участки русла на моменты весеннего стока высокошероховатые, характеризуются сплошным зарастанием прошлогодней травянистой растительностью, как и перекатные участки врезанного русла в нижней части системы «балка Непрец – лог Верхний». Нами в сезон весеннего снеготаяния в 2023 году отбирались пробы воды с четырёх контрольных

створов временных водотоков системы «балка Непрец–лог Верхний». В настоящее время продолжается сбор биообразцов, в качестве которых отбираются растения–биоаккумуляторы ТМ, которые можно рассматривать как биоиндикаторы, например, *Euphorbia seguieriana*, представители рода *Artemisia* L.

На настоящий момент производится лабораторное определение интересующих элементов в пробах воды исследованных временных водотоков. Исследование биологических образцов временно приостановлено в связи с отсутствием финансирования и загруженностью лаборатории. В случае завершения исследования данные будут представлены в докладе на конференции.

Отметим, что на преаналитическом этапе для обеспечения определения нижних границ концентраций определяемых элементов недостаточно высокочувствительными методами крайне желательно использовать методы предварительного концентрирования. Особенно это важно при определении фоновых концентраций, которые определяются, как правило, в следовых количествах на уровне значительно ниже ПДК. Сорбционное концентрирование с применением полимерных хелатообразующих сорбентов (ПХС) обеспечивает извлечение элементов на 98–100% при анализе природных и технических объектов на уровне массовых концентраций  $n \cdot 10^{-4}$  –  $n \cdot 10^{-7}\%$  [3, с. 89].

Например, успешно применяется методика предварительного концентрирования свинца сорбентом полистирол–2–окси–азо–2’–окси–3’,5’–динитробензол в растительных объектах. Предложенная методика позволяет выделять и определять микроколичества свинца на уровне  $n \cdot 10^{-4}$  –  $n \cdot 10^{-7}\%$  из сложных по составу объектов, содержащих высокие концентрации фоновых элементов, снижая предел обнаружения элементов и устраняя влияние сопутствующих макрокомпонентов. Методика проста в выполнении и характеризуется хорошей воспроизводимостью:  $s_r = 0,01–0,05$  [3, с. 89].

Предварительное концентрирование кадмия (II) может производиться сорбентом полистирол–2–амино–(1–азо–1’)-2’–окси–5’–хлор–3’–сульфобензол, что позволяет количественно выделять металл–токсикант из большого объема пробы со сложным фоновым составом и обеспечивает надёжное правильное определение его концентрации с достигаемой точностью ( $s_r = 0,04–0,05$ ) [2, с. 79].

Нами в настоящем исследовании в качестве аналитического метода выбрана атомно–эмиссионная спектроскопия с индуктивно связанной плазмой, поскольку данный метод является высокочувствительным, высокоточным, и не требует предварительного концентрирования определяемых элементов. В качестве лабораторной базы нами используется Орловская испытательная лаборатория ФГБУ «Центральная научно–методическая ветеринарная лаборатория»

В случае подтверждения нашей гипотезы (о возможности определения границ эфемерных русел временных водотоков и нерусловых потоков в ОБС по шлейфам поллютантов–ксенобиотиков, поступающих с тальвеговым стоком) результатами полученных данных появляется не только альтернативный метод определения границ эфемерных русел временных водотоков, но и перспектива введения в модели поверхностного стока поллютантно–ксенобиотической переменной. Последнее позволит выявлять корреляции между интенсивностью стока (слоем стока, объемом стока, расходами и уровнями воды в водотоках ОБС), концентрациями поступающих в суходольную сеть с водосбора хемополлютантов, временем экспозиции подстилающей поверхности хемополлютантами, определяемым продолжительностью сезонного временного сосредоточенного стока по суходольной сети. Данные корреляционные зависимости могут быть применены в экотоксикологических моделях.

#### Список литературы:

1. Бингам Ф.Т., Коста М., Эйхенбергер Э. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов: Пер. с англ. / Под ред. Х. Зигеля, А. Зигель. – М.: Мир, 1993. – 368 с.
2. Оскотская Э.Р., Басаргин Н.Н., Гаврин С.А. Определение Cd (II) в растительных объектах после предварительного концентрирования сорбентом полистирол–2–амино–(1–азо–1’)-2’–окси–5’–хлор–3’–сульфобензол // Вестник ОрёлГАУ. – 2011. – № 3(11). – С. 78–79.
3. Оскотская Э.Р., Басаргин Н.Н., Чеброва А.В., Ларская Я.С. Сорбционное вольтамперметрическое определение микроколичеств свинца в растительных объектах // Проблемы теоретической и экспериментальной химии: тезисы докладов XVIII Российской молодежной научной конференции, посвященной 90–летию со дня рождения профессора В.А. Кузнецова (Екатеринбург, 22–25 апреля 2008 г.). – Екатеринбург: Издательство Уральского университета, 2008. – С. 88–89.
4. Радыгина В.И., Цуцупа Т.А. Растительный покров балки Непрец. – Орёл: ОГУ. – 2010. – 296 с.
5. Тарбеева А.М. Морфология и динамика русел водотоков овражно–балочной сети и малых рек юга лесной зоны Европейской территории России: специальность 25.00.25 "Геоморфология и эволюционная география": диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук / Тарбеева Анна Михайловна. – Москва, 2007. – 188 с.
6. Чалов Р.С. Русловедение: теория география, практика. Т.1: Русловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел. – М.: ЛЕНАНД, 2018. – 608 с.
7. Шитиков В.К. Экотоксикология и статистическое моделирование эффекта с использованием R. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2016. – 149 с.

# МАКРОЗООБЕНТОС КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРЕДГОРНЫХ ОЗЕР СЕВЕРО–ЗАПАДНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

О.Н. Вдовина, Д.М. Безматерных, М.В. Лассый

*Институт водных и экологических проблем СО РАН,  
ул. Молодежная, д. 1, Барнаул, 656038, olgazhukova1984@yandex.ru*

В 2022 г. исследован состав и структура зообентоса озер Белое и Колыванское. Выявлено 90 видов донных беспозвоночных из 8 классов. По биомассе зообентоса озера соответствовали мезотрофным водоемам. Большинство биоиндикационных индексов характеризовали воду озер как «очень чистую» и «чистую».

Экосистемы горных и предгорных водоемов наиболее чувствительны к антропогенному воздействию и изменениям климата, что обусловлено, в том числе, преобладанием в их населении высокочувствительных к загрязнению гидробионтов. Основным фактором загрязнения природной среды предгорных водоемов, традиционно используемых в туристических целях, является высокая рекреационная нагрузка. В соответствии со стратегией развития Сибирского федерального округа России туристско–рекреационная отрасль на юге Сибири становится одним из приоритетных направлений хозяйственной деятельности. Поэтому в данном регионе проблемы рационального использования водоемов в «индустрии отдыха» становятся все более актуальными. Наиболее удобным и показательным методом оценки экологического состояния загрязнения водоемов является биоиндикация по составу и структурным показателям зообентоса. Преимущество этого метода заключается в его большей надежности и объективности. Состояние биоты определяется совокупным действием факторов среды и четко реагирует на негативное воздействие любого происхождения, независимо его природы. Бентосные организмы удовлетворяют многим требованиям, предъявляемым к биоиндикаторам, в том числе: повсеместная встречаемость, достаточно высокая численность, относительно крупные размеры, удобство сбора и обработки, сочетание приуроченности к биотопу с определенной подвижностью, достаточно продолжительный срок жизни, чтобы аккумулировать загрязняющие вещества за длительный период. В условиях меняющихся климатического и антропогенного воздействий особенно актуально изучение состава и структуры сообществ макробеспозвоночных предгорных водоемов поскольку они являются лучшими биоиндикаторами хронического загрязнения водных объектов.

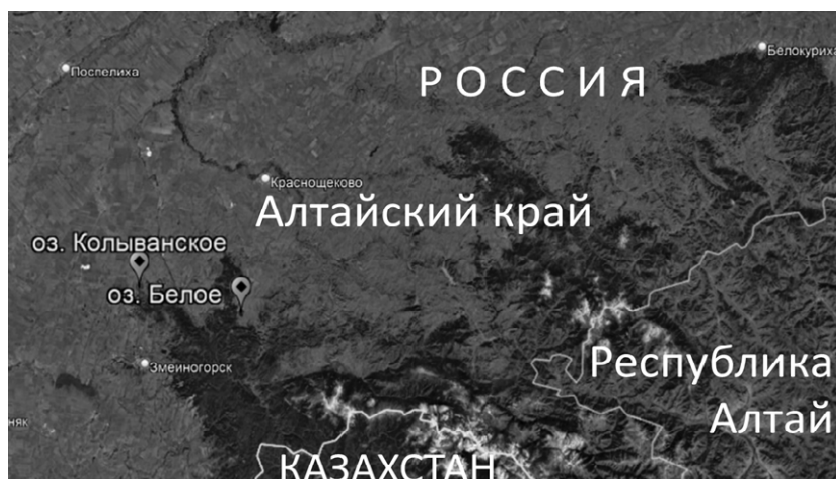


Рис. 1. Карта–схема расположения изученных озер.

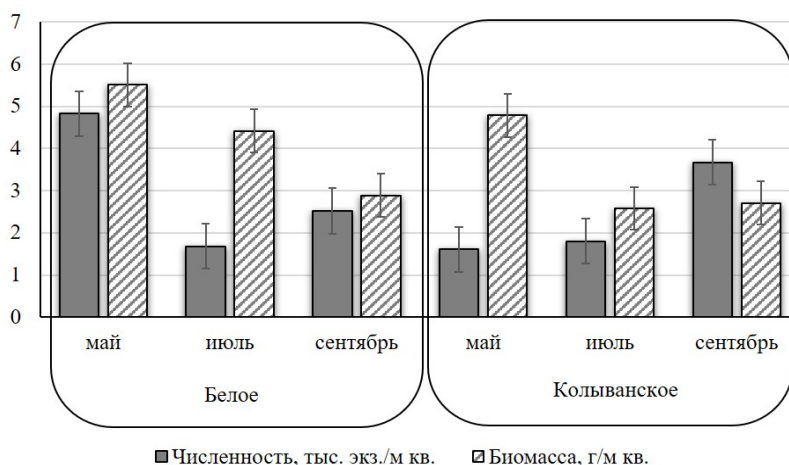
В 2022 г. исследовано современное состояние предгорных озер Северо–Западного Алтая: Белого Курьинского района и Колыванского Змеиногорского района Алтайского края (рис. 1). Полевые исследования выполнены трижды с мая по сентябрь (27.05.2022–2.06.2022 г., 20.07.2022–28.07.2022 г., 05.09.2022–11.09.2022 г.). Материал для исследований зообентоса собирали и обрабатывали по стандартным гидробиологическим методикам. Отобрано 55 количественных и 11 качественных проб макрозообентоса. Количественные пробы отбирали дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0.025 м<sup>2</sup>, пробы промывали через капроновый газ с размером ячеей 350х350 мкм и фиксировали 70% спиртом. При сборе зообентоса с каменистого грунта брали несколько камней, камни собирали вручную на глубине до 0.7 м, помещали в сачок–промывалку и отмывали. Обсохший камень в дальнейшем обрисовывали по контуру на миллиметровой бумаге для подсчета площади. После установления постоянного веса животных разбирали по систематическим группам, затем просчитывали и взвешивали на торсионных весах ВТ–500. Уровень



трофности определяли по шкале С.П. Китаева [1]. Для оценки структурной организации донных сообществ беспозвоночных использовали индекс видового разнообразия Шеннона, для 1 класса (очень чистые) значения индекса  $>3.00$ ; 2 класса (чистые) –  $2.01-3.00$ ; 3 класса (умеренно загрязненные) –  $1.51-2.00$ ; 4 класса (загрязненные) –  $1.01-1.50$ ; 5 класса (грязные) –  $0.51-1.00$ ; 6 класса (очень грязные) –  $<0.50$  [2]. Для оценки экологического состояния использовали индексы: Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF), Гуднайта и Уитлеа – процентное отношение численности олигохет к численности всего зообентоса [3].

Максимальное число видов донных беспозвоночных выявлено в озере Белое (81 вид), наибольшее количество видов характерно для насекомых (52), далее по числу видов следуют водяные клещи (10 видов) и олигохеты (9 видов), брюхоногие моллюски (6 видов), пиявки (2 вида), а также ракообразные и нематоды (по 1 виду). Среди насекомых по количеству видов преобладали двукрылые (35 видов, из которых 30 – хирономиды), также отмечены ручейники (6 видов), стрекозы (4 вида), поденки (3 вида), жуки (2 вида) и клопы (2 вида). Видовое богатство зообентоса было обычным для водоемов данного типа ( $9.07 \pm 1.07$  видов в пробе), индекс видового разнообразия в среднем по озеру составлял  $2.12 \pm 0.13$  бит/экз. Для озера характерны относительно небольшие значения численности и биомассы зообентоса, максимальные биомассы донных беспозвоночных отмечены в мае, затем происходило их постепенное снижение (рис. 2). В глубоководных частях оз. Белого преобладают мягкие илистые отложения, которые обусловили развитие пелофильных сообществ донных беспозвоночных, представленных олигохетами и двукрылыми. Основной вклад в численность и биомассу вносили *Chaoborus (C.) flavicans* (Meigen), *Chironomus* gr. *plumosus* (L.) *Procladius* sp. и олигохеты из сем. Tubificidae. В прибрежье структуру зообентоса определяли наличие растительного детрита, песчаных грунтов, а также мелкогалечника и каменистого грунта. В этой зоне сформировались более сложно устроенные псаммопелофильные сообщества бентоса с элементами фитофильной фауны. Весомый вклад в биомассу вносили ракообразные, пиявки и стрекозы, разнообразно были представлены водяные клещи. Оз. Белое по показателям макрозообентоса соответствовало мезотрофному типу водоема. Численность в различные сезоны года изменялась от 0.320 до 12.2 тыс. экз./м<sup>2</sup>, биомасса – от 0.22 до 12.5 г/м<sup>2</sup>. Средние значения обилия зообентоса приведены в табл. 1.

В составе зообентоса озера Колыванское выявлен 61 вид донных беспозвоночных из 7 классов: Nematoda (1), Oligochaeta (10), Hirudinea (3), Bivalvia (1), Gastropoda (5), Arachnida (6) и Insecta (35). Среди насекомых по количеству видов преобладали двукрылые (26 видов, из которых 21 – хирономиды), также отмечены ручейники (5 видов), клопы (2 вида) и по 1 виду поденок и жуков. Уровень развития и видового богатства донных беспозвоночных сходен с таковым оз. Белого. Среднее количество видов в пробе составляло  $8.28 \pm 0.57$ , индекс Шеннона –  $2.18 \pm 0.07$  бит/экз. Значения численности в различные сезоны варьировали от 0.32 до 4.96 тыс. экз./м<sup>2</sup>, биомассы от 0.052 до 7.84 г/м<sup>2</sup>. Средние значения биомассы зообентоса соответствовали мезотрофному типу водоема. В оз. Колыванском преобладали мягкие илистые отложения, доминирующий комплекс здесь также как и в оз. Белое составляли *Ch. flavicans*, *Ch. gr. plumosus*, *Procladius* sp. и олигохеты из сем. Tubificidae. В прибрежье наблюдалось увеличение видового разнообразия, здесь также отмечают ракообразные, пиявки и водяные клещи.



**Рис. 2.** Сезонная динамика численности (тыс. экз./м<sup>2</sup>) и биомассы (г/м<sup>2</sup>) зообентоса исследованных озер.

Большинство биоиндикационных индексов характеризовали воду исследованных озер как «очень чистую» и «чистую». Средние значения индекса видового разнообразия в озерах Белое и Колыванское соответствовали чистым водам (табл. 1). Максимальные его значения отмечены в прибрежье озер, в оз. Белом индекс достигал 3.66 бит/экз., в оз. Колыванском – 2.94 бит/экз. Фламандский мультиметрический индекс (MMIF) характеризовал качество воды оз. Белое как хорошее, оз. Колыванское как посредственное. Средние значения олигохетного индекса характеризовали воду как «очень чистую» и соответствовали I классу качества вод. В июле, в зоне открытой воды наблюдалось увеличение индекса до 50% в оз. Белое, до 53% в оз. Колыванское. Уровень видового разнообразия и обилия донных беспозвоночных, значения

биоиндикационных индексов свидетельствуют о благоприятных условиях для развития макробеспозвоночных в этих водоемах.

Таблица 1. Основные характеристики макрозообентоса исследованных озер

Характеристики	Белое	Колыванское
Число видов в пробе	9.07±1.07	8.28±0.57
Численность, тыс. экз./м <sup>2</sup>	2.94±0.50	2.43±0.31
Биомасса, г/м <sup>2</sup>	4.23±0.61	3.18±0.42
H, бит/экз. – класс качества вод	2.12±0.13 – II	2.18±0.07 – II
MMIF	0.76 – хорошее	0.52 – посредственное
Ko, % – класс качества вод	17.41±2.90 – I	14.75±3.01 – I
Уровень трофности	альфа-мезотрофный	альфа-мезотрофный

Примечания: H – коэффициент видового разнообразия по Шеннону; MMIF – фламандский мультиметрический индекс; Ko – олигохетный индекс Гуднайта и Уитлеа; качество воды: I – очень чистые; II – чистые.

Всего в исследованных озерах выявлено 90 видов зообентоса из 8 классов беспозвоночных: Nematoda (1), Oligochaeta (13), Hirudinea (3), Bivalvia (1), Gastropoda (6), Arachnida (10), Crustacea (1) и Insecta (55). Максимальное количество видов в классе насекомых выявлено у двукрылых (36 видов, из них 30 – хирономиды), далее по количеству видов следовали ручейники (6), стрекозы (4), поденки (3), клопы (3), жуки (3). В озерах доминировали хирономиды и олигохеты, что также было отмечено ранее для равнинных озер Западной Сибири и низкогорных озер Русского Алтая [4]. Бентос озер характеризовался умеренной численностью и биомассой в течение периода исследований с мая по сентябрь. По биомассе макрозообентоса озера соответствовали мезотрофным водоемам. Максимальные биомассы донных беспозвоночных отмечены в мае, затем происходило их снижение, что в первую очередь связано с сезонностью жизненных циклов гидробионтов. В составе макробеспозвоночных исследованных озер преобладали амфибиотические насекомые, их интенсивный вылет в умеренных широтах наблюдается с конца мая до конца июня [5]. Зообентос был представлен преимущественно хирономидно-олигохетным комплексом видов. Относительная величина биомассы данного комплекса была слабо подвержена сезонным изменениям (табл. 2). Увеличение биомассы донных беспозвоночных весной связано с присутствием личинок ручейников, дальнейшее снижение биомассы связано с вылетом имаго, окончивших водную фазу развития. По сравнению с предыдущими исследованиями, проводимыми в аналогичный период, обилие зообентоса сопоставимо с исследованиями 2003 г. [6] и в два раза ниже, чем в 2019 г. [7], что возможно связано с различиями методик при отборе проб. В 2003 г. значения индекса Гуднайта и Уитлеа характеризовали воду озер как «очень чистую» и «чистую», соответствовали I и II классам качества вод. Значения индекса видового разнообразия для оз. Белого в оба периода исследования находились примерно на одном уровне, в оз. Колыванском отмечено небольшое увеличение индекса Шеннона в 2022 г. по сравнению с 2003 г. Увеличение рекреационной нагрузки на изученные озера пока не сказалось на их экосистемах, что, вероятно, обусловлено значительными размерами водоемов: площадь оз. Белое составляет почти 3 млн м<sup>2</sup>, объем – 13,76 млн м<sup>3</sup>, максимальная глубина – 6,87 м; площадь оз. Колыванское составляет более 4,7 млн м<sup>2</sup>, объем – 10,38 млн м<sup>3</sup>, максимальная глубина – 2,76 м.

Таблица 2. Сезонная динамика численности и биомассы основных групп зообентоса исследованных озер

Озеро	Таксон	Месяц					
		Численность (%)			Биомасса (%)		
		V	VII	IX	V	VII	IX
Белое	Хирономиды	61.5	61.8	61.9	62.1	76.0	82.2
	Олигохеты	17.6	22.5	24.2	5.5	4.7	4.6
	Прочие	20.9	15.7	13.9	32.4	19.3	13.2
Колыванское	Хирономиды	70.4	71.2	75.1	90.4	81.5	67.1
	Олигохеты	23.4	18.2	10.3	7.0	5.0	2.8
	Прочие	8.2	10.6	14.6	2.6	14.5	30.1

Таким образом, в исследованных озерах выявлено 90 видов из 8 классов беспозвоночных, наибольшее количество видов приходилось на долю амфибиотических насекомых (61%). Наиболее разнообразен зообентос озера Белого. Основу численности и биомассы зообентоса в озерах составляли *Ch. flavicans*, *Ch. gr. plumosus*, *Procladius* sp. и олигохеты из сем. Tubificidae. В прибрежье весомый вклад в биомассу вносили ракообразные, пиявки и стрекозы, разнообразно были представлены водяные клещи. Согласно большинству биоиндикационных индексов вода озер Белое и Колыванское характеризовалась как «очень чистая» и «чистая», значимых последствий антропогенного воздействия не выявлено.

Работа выполнена при поддержке гранта РНФ 22–27–20134.

Список литературы:

1. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: КНЦ РАН, 2007. – 395 с.
2. Яныгина Л.В. Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: воздействие природных и антропогенных факторов: Дисс. ... д-ра. биол. наук. – Владивосток, 2014. – 399 с.
3. Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Беларус. Навука, 2010. – 329 с.
4. Bezmaternykh D.M., Vdovina O.N. Composition and structure of macrozoobenthos of lakes in different natural zones and subzones of Western Siberia // *Limnology*. – 2020. – 21(1). – P. 3–13. <https://doi.org/10.1007/s10201-019-00586-y>.
5. Reiss H., Kroncke I. Seasonal Variability of Benthic Indices: An Approach to Test the Applicability of Different Indices for Ecosystem Quality Assessment // *Marine Pollution Bulletin*. – 2005. – Vol. 50. – P. 1490–1499. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.017>.
6. Яныгина Л.В., Крылова Е.Н. Биоиндикация экологического состояния предгорных водоемов Алтая по зообентосу // *Ползуновский вестник*. – 2006. – № 2. – С. 365–368.
7. Кузменкин Д.В., Иванова Е.С. Количественная характеристика макрозообентоса литорали Колыванского и Белого озер (Северо-Западный Алтай) по исследованиям 2019 г. // *Труды Тигирекского заповедника*. – 2020. – Вып. 12. – С. 100–104.

**ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ОБСКОЙ ГУБЫ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ФИТОПЛАНКТОНА (АВГУСТ–СЕНТЯБРЬ 2020 Г.)**

Н.А. Гаевский<sup>1</sup>, Л.А. Семенова<sup>2</sup>, М.С. Бондарь<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Сибирский Федеральный Университет, Институт фундаментальной биологии и биотехнологии, 660049, г. Красноярск, пр. Свободный, 79, [nikgna@gmail.com](mailto:nikgna@gmail.com)

<sup>2</sup>Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («Госрыбцентр»), 625023, г. Тюмень, Одесская ул., дом 33, [ecology@gosrc.ru](mailto:ecology@gosrc.ru)

Пространственная и временная изменчивость качества поверхностных вод Обской губы показана на основе гидрохимических и гидробиологических показателей, полученных в ходе маршрутных исследований акватории Обской губы летом и осенью 2020 года. Использовали содержание хлорофилла а, биомассу фитопланктона, первичную продукцию фитопланктонан, сапробность. Качество поверхностных вод определено на основе указанных показателей в речной, промежуточной и морской части Обской губы.

Исследование фитопланктона Обской губы проводили в августе (02.08–17.08) и сентябре–октябре (07.09–11.10) 2020 г. в ходе маршрутных биосъемок на 15 разрезах в Обской губе:

1. Пос. Ныда – Банка Опасная (N 66°37'–66°58', E 72°48'–E 72°28').
2. м. Паюта – м. Островной (Находка – Восточный берег (N 67°30'–67°17', 72°33'–73°53').
3. Бухта Новый Порт – устье р. Епоко (N 67°43'–67°41', E 74°45'–72°58').
4. м. Каменный – м. Парусный (N 68°24'–68°21', E 73°36'–74°17').
5. м. Трехбугорный – м. Круглый (N 68°42'–69°04', E 74°28'–73°54').
6. м. Трехбугорный – Западный берег (N 69°05'–69°00', E 73°50'–72°32').
7. м. Яптик–Сале – м. Котельникова (N 69°25'–69°35', E 73°38'–73°39').
8. Устье р. Се–Яха – м. Хасрë (N 70°06'–70°09', E 73°41'–72°36').
9. Устье р. Тадебя–Яха – м. Белый (N 70°22'–70°22', E 72°44'–74°05').
10. м. Поруй – Устье р. Халцана–Яха (N 71°01'–71°02', E 73°44'–72°43').
11. Устье р. Сабетга–Яха – м. Хонарасале (N 71°17'–71°23', E 72°03'–72°59').
12. м. Полуденный – м. Штормовой (N 71°44'–71°42', E 73°27'–72°20').
13. 60 лет ВЛКСМ – Устье р. Сабкол–Яха (N 72°07'–71°58'09,1", E 72°45'40,7"–74°18'22,9").
14. м. Дровяной – м. Львова (N 72°47'–72°39', E 74°43'–72°58').
15. о. Шокальского – о. Белый (N 73°09'–73°00', E 71°42'–74°05').

Батометром Рутнера ( $V = 0,5$  л) на каждом разрезе отбирали пробы у левого и правого берега с поверхности, а также в центре. Использовали с поверхности в центре и на двух прибрежных станциях, в центре разреза – с поверхности, 0,5 глубины, дна. Содержание хлорофилла а, биомассу клеток фитопланктона, первичную продукцию, биомассу и сапробность определяли в поверхностных пробах, флуоресценцию фитопланктона на трех указанных горизонтах. Флуоресценцию нативных проб фитопланктона и флуоресценцию спиртовых экстрактов пигментов регистрировали с помощью флуориметра ПФЛЗ004 М (СФУ). Валовую первичную продукцию фитопланктона ( $A$ , мг  $O_2/m^2$  час) определяли на основе уравнений [1]:

$$A = 6.227 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta\Phi_{\text{л}}/\Phi_{\text{д}} \cdot C_{\text{хл.а}} \sqrt{I} \quad \text{при } I > 4.4 \text{ Вт/м}^2,$$

$$A = 0.00296 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta\Phi_{\text{л}}/\Phi_{\text{д}} \cdot C_{\text{хл.а}} \cdot I \quad \text{при } I < 4.4 \text{ Вт/м}^2,$$

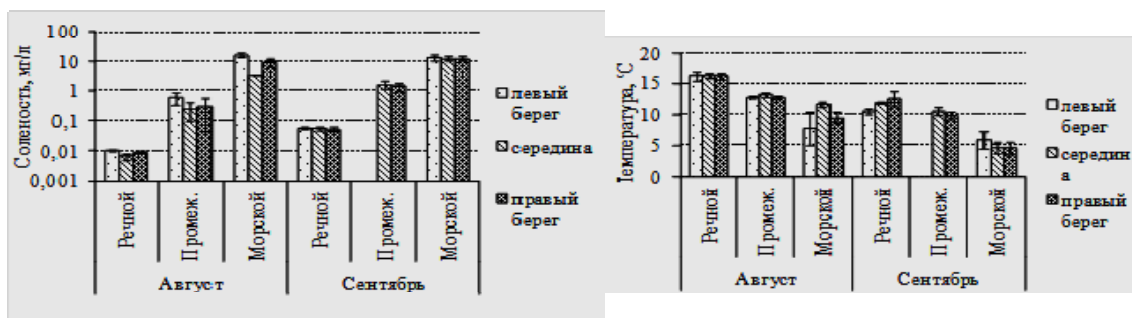
где  $\Delta\Phi_{\text{л}}$  – разность между стационарным уровнем флуоресценции и максимальным уровнем ( $\Phi_{\text{д}}$ ) после внесения в пробу фитопланктона ингибитора фотосинтеза диурина;  $C_{\text{хл.а}}$  – концентрация хлорофилла а ( $\text{мг/м}^3$ );  $I$  – средний за час световой поток в области ФАР на исследуемом горизонте ( $\text{Вт/м}^2 \text{ с}$ ).

Пигменты экстрагировали с мембранного фильтра этиловым спиртом 96% при температуре  $70^\circ\text{C}$  на водяной бане в течение 30 минут. Экстракты помещали в холодильник при плюс  $4^\circ\text{C}$  на 12 часов для полного извлечения пигментов. Флуоресценцию возбуждали синим светом ( $\lambda_{\text{макс}}=410 \text{ нм}$ ). Калибровочный график был построен по чистому раствору хлорофилла а. Уравнение линейной регрессии имело вид:  $S_{\text{хл}} (\text{мкг/мл}) = 0.00594 \times \Phi_{\text{л}}(410)$  ( $r^2=0.99$ ), определяемый минимум –  $0.005 \text{ мкг/мл}$ . Среднюю облученность поверхностного слоя принимали равной  $I_0=100 \text{ Вт/м}^2 \text{ с}$ , облученность на горизонте ( $I$ ) рассчитывали на основе облученности поверхностного слоя ( $I_0$ ), прозрачности ( $S$ , м) по диску Секки и коэффициента Пуля–Аткинсона ( $K_{\text{П-А}}$ ):  $I = I_0 \cdot 10^{-K_{\text{П-А}} \cdot h}$ , где  $h$  – глубина горизонта (м). Для приближенного вычисления  $A$  ( $\text{мг О}_2/\text{м}^2 \text{ час}$ ) использовали метод трапеций. Длину светового дня определяли на основе даты отбора пробы и географических координат станции. Клетки всех водорослей в составе планктона учитывали в камере «Нажота» при 500–700 кратном увеличении. Численность и биомассу рассчитывали по общепринятым методикам с использованием ЭВМ. Оценку качества воды осуществляли по Оксийку О. М. с соавторами [2].

Станции отбора проб в количестве 45 с учетом их пространственной принадлежности (левый берег, середина разреза, правый берег) были распределены в соответствии с соленостью и температурой воды [3] в поверхностном горизонте по трем участкам Обской губы: речной участок, промежуточный участок, где происходит интрузия морской воды, и морской участок. В августе в речной участок вошли все станции 1–8 разрезов, в участок интрузии станции 9–12 разрезов и левобережная и центральная станции 13 разреза, в морской участок – правобережная станция 13 разреза и станции 14 и 15 разрезов. В сентябре интрузия морской воды изменила картину августа: в речной участок вошли все станции 1–7 разрезов и левобережные станции разрезов 8 и 9, в участок интрузии центральные и правобережные станции 8–11 разрезов, участок интрузии исчез на левобережном участке. В морской участок вошли левобережные станции 10 и 11 разрезов и все станции разрезов 12–15.

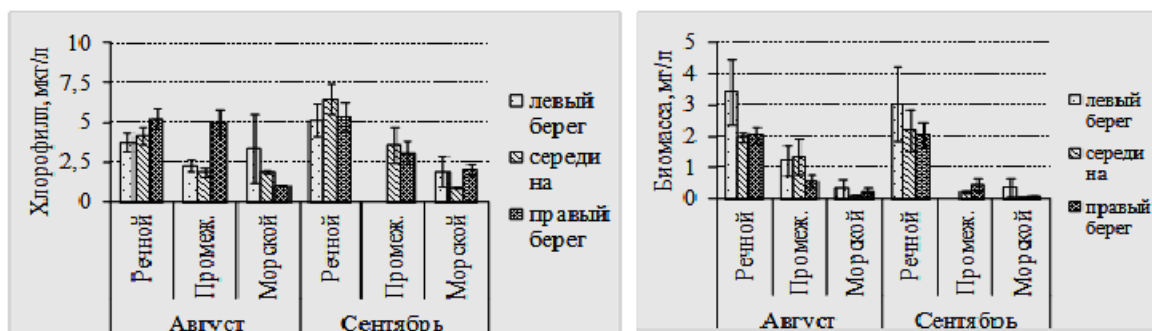
Гидрофизические показатели трех участков Обской губы показаны на рисунке 1.

Соленость воды выступала главным фактором для выделения речного промежуточного и морского участков Обской губы. Средние значения показателей увеличивались на порядок в промежуточной части по сравнению с речной и морской частью. Заметный рост солености на речном и промежуточных участках был обнаружен в сентябре–октябре по сравнению с августом. Соленость на морском участке в августе в центре разреза, уступала солености прибрежных участков. Температура воды закономерно снижалась в направлении от речного к морскому участку, как в летний, так и в осенние месяцы. На морском участке в августе заметно понижение температуры на левобережных станциях.



**Рис. 1.** Гидрофизические показатели трех участков Обской губы в летний и осенний периоды 2020 года.

Содержание хлорофилла а на станциях показано на рисунке 2. На речном и промежуточном участке в августе относительно высокие значения зарегистрированы на правобережных станциях. В сентябре содержание хлорофилла а по сравнению с августом увеличилось на речном участке. На станциях морского участка независимо от сезона отмечены низкие значения показателя. Содержание хлорофилла а на большинстве станций было ниже  $5 \text{ мкг/л}$ , что соответствует категории качества воды «предельно чистая». Исключение составили правобережные станции на речном и промежуточном участке в августе и все речные станции в сентябре, на которых концентрация хлорофилла была  $>5.0$  и  $<6.5 \text{ мкг/л}$  (класс качества воды «чистая», разряд «очень чистая»).



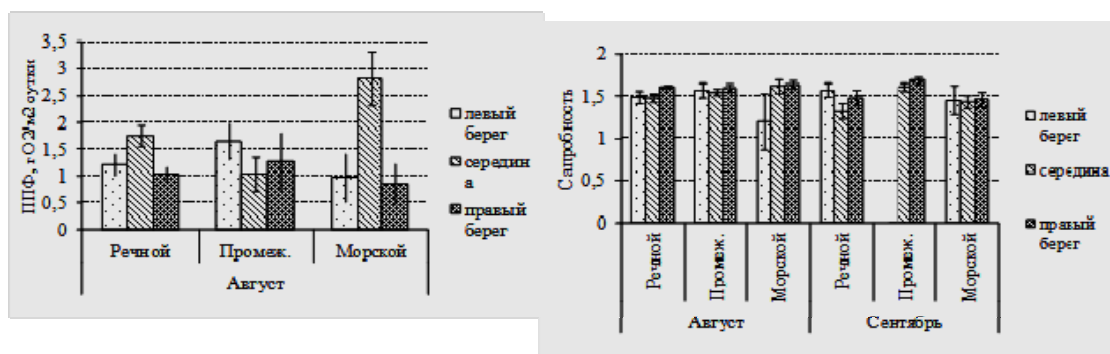
**Рис. 2.** Гидробиологические показатели фитопланктона – хлорофилл (слева) и биомасса (справа) на трех участках Обской губы в летний и осенний периоды 2020 года.

Биомасса в отличие от хлорофилла заметно снижалась от речного к промежуточному участку и от промежуточного к морскому участку. Наибольшие и независимые от сезона значения биомассы получены на речном участке. Значения биомассы фитопланктона находится в четырех классах качества воды: «предельно чистая», «чистая», «удовлетворительно чистая» и «загрязненная». Качество воды на речном участке в большинстве случаев относится к классу «удовлетворительно чистая» (91% в августе, 62% в сентябре). На разрезе м. Каменный – м. Парусный (август, левый берег), разрезе п. Ныда – Банка Опасная (сентябрь, центр) и м. Паюта – м. Островной (сентябрь, левый берег) качество воды соответствовало классу «загрязненная». Доля станций в категориях «чистая» и «предельно чистая» преобладает в августе и сентябре на промежуточном участке Обской губы. Вода класса «предельно чистая» встречается в сентябре на промежуточном участке и доминирует (79%) на морском участке в сентябре.

Методика расчета первичной продукции фитопланктона кроме определения потенциальной фотосинтетической активности флуоресцентным методом [1] учитывает концентрацию хлорофилла а и показатель прозрачности, который может применяться в оценке качества воды и самостоятельно. Это может ставить первичную продукцию в позицию наиболее информативного показателя. В настоящем исследовании первичная продукция определена в августе (рис. 3).

На речном участке качество воды определялось классами «чистая» (73%) и «удовлетворительно чистая». На промежуточном и морском участке 12% и 21% станций имели класс «предельно чистая» соответственно. Вода класса «удовлетворительно чистая» определена в 50% станций на промежуточном участке, в 27% и 36% случаев на речном и морском участке.

По показателю сапробность качество воды на всех станциях Обской губы в августе и сентябре соответствовало классам «чистая» и «удовлетворительно чистая». Исключение – устье р. Чугорь-Яха (морской участок, сентябрь). В августе преобладали оценки класса «удовлетворительно чистая» (речной участок 61% станций, промежуточный участок – 57%, морской участок – 57%). В сентябре на речном участке преобладала оценка класса – «чистая» (53%), в средней части доминировала оценка «удовлетворительно чистая» (86%), в морской части – «чистая» (60%).



**Рис. 3.** Показатели первичной продукции фитопланктона и сапробности на трех участках Обской губы в летний и осенний периоды 2020 года.

Из представленных результатов видно, что каждый из четырех использованных для определения качества воды показателей дает свою картину оценки качества воды на различных участках Обской губы. В этом ничего неожиданного так как соотношение хлорофилл/биомасса имеет достаточный диапазон варьирования, первичная продукция кроме количества хлорофилла а зависит от глубины фотического слоя (т. е. прозрачности воды) и коэффициента фотосинтетической активности, сапробность – самостоятельный показатель. В данной работе сделана попытка определить качество воды по речному, промежуточному и

морскому участку, объединив оценки по четырем указанным показателям качества воды на речном промежуточном и морском участке (таблица).

Таблица. Вероятностная оценка качества воды Обской губы по гидробиологическим показателям и сапробности

Участки	Классы качества	Вероятность оценка качества		t <sub>st</sub> август–сентябрь
		август	сентябрь	
Речной	предельно чистая	0,187	0,143	7,6
	чистая	0,352	0,476	16,4
	удовлетворительно чистая	0,451	0,349	13,4
	загрязненная	0,011	0,032	9,3
Промежуточный	предельно чистая	0,218	0,333	10,1
	чистая	0,455	0,381	5,8
	удовлетворительно чистая	0,327	0,286	3,5
Морской	предельно чистая	0,550	0,344	6,0
	чистая	0,450	0,469	0,5
	удовлетворительно чистая	0,000	0,188	9,6

Из представленных в таблице результатов можно заключить, что с вероятностью >50% качество воды на речном и промежуточном участке соответствует классам «чистая» – «удовлетворительно чистая» независимо от сезона, на морском участке – «предельно чистая» (август) – «удовлетворительно чистая» (сентябрь).

#### Список литературы:

1. Гаевский Н. А., Колмаков В. И., Попельницкий В. А., Гольд В. М., Дубовская О. П. Расчетный метод определения первичной продукции фитопланктона на основе измерения флуоресценции и интенсивности света // Гидробиол. журнал. 2003. Т. 39. № 3. С. 105–114.
2. Оксиук О. М., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 30. № 2. С. 213–221.
3. Ильин Г. В. Гидрологический режим Обской губы как новой области морского природопользования в Российской Арктике // Наука юга России. 2018 Т. 14. № 2. С. 20–32.

### КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ И КАЧЕСТВУ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

Д.В. Иванов, В.С. Валиев, Д.Е. Шамаев, Р.Р. Хасанов

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, water-rf@mail.ru*

Разработана расчетная система, агрегирующая результаты мониторинга воды и донных отложений по совокупности показателей состава и свойств в виде «комбинаторного индекса загрязненности водного объекта» (КИЗВО), рассчитываемого как сумма произведений удельных комбинаторных индексов загрязненности воды (УКИЗВ) и донных отложений (УКИЗДО).

Существенной особенностью мониторинга водных объектов является необходимость оценки нескольких взаимодействующих потоками вещества и энергии природных сред – воды и донных отложений. Это обстоятельство обуславливает актуальность разработки расчетных систем, способных агрегировать оценку состояния множества определяемых показателей в виде единой интегральной характеристики, обеспечить ее однозначную интерпретацию, одновременно предоставляя возможность для анализа пространственно–временного распределения загрязняющих веществ в системе вода – донные отложения.

Современная оценка гидрохимического режима водного объекта строится на интегральных обобщениях, приводящих весь спектр аналитических параметров к качественным характеристикам, необходимым для простых логических интерпретаций многомерных определений. Методология оценки качества вод по гидрохимическим показателям предусматривает определение комплекса показателей загрязненности, в том числе удельного комбинаторного индекса загрязненности воды – УКИЗВ, алгоритм расчета которого регламентирован РД 52.24.643–2002 [1].

Отсутствие действующей сети наблюдений за состоянием донных отложений поверхностных водных объектов в большинстве регионов РФ не позволяет осуществлять анализ динамики показателей их загрязненности на участках акваторий, подверженных антропогенному воздействию. Используемые подходы к оценке загрязненности донных отложений могут применяться в определенном диапазоне прикладных задач. Такого рода оценки обычно основываются на результатах разового количественного



химического анализа одной или нескольких проб, взятых с определенного участка дна акватории водного объекта, реже – на данных систематических наблюдений за состоянием донных отложений, предусмотренных государственной системой мониторинга окружающей среды РФ. Оценочная характеристика данных мониторинга ограничена отсутствием нормативно закрепленных на федеральном уровне критериев загрязненности донных отложений, а также алгоритмов получения таких оценок, формализующих в единый показатель весь спектр содержащихся в осадках загрязняющих веществ. Проблема осложняется игнорированием разнообразия показателей состава и свойств донных отложений, формирующих фоновые уровни веществ двойного генезиса (металлов, нефтепродуктов) и их техногенного накопления.

Методология вероятностных характеристик, лежащая в основе расчета удельного комбинаторного индекса загрязненности вод, позволяет адаптировать ее к оценке загрязненности донных отложений. Разработанная нами система формализованных показателей использует частотные характеристики рядов данных о содержании загрязняющих веществ в отложениях, балльную оценку этих характеристик, обобщение балльных оценок и приведение их к соответствующим классам чистоты с учетом закономерностей накопления загрязняющих веществ в составе отложений. Комплексными показателями загрязненности донных отложений являются: 1) удельный комбинаторный индекс загрязненности донных отложений (УКИЗДО), 2) класс качества донных отложений и 3) характеристика состояния загрязненности донных отложений [2].

Таблица 1. Классификация качества донных отложений по величине удельного комбинаторного индекса загрязненности

Класс и разряд	Характеристика состояния загрязненности донных отложений	Удельный комбинаторный индекс загрязненности донных отложений
1	Условно чистые	<1
2	Слабо загрязненные	1–3
3	Загрязненные	3–6
разряд «а»	Загрязненные	3–5
разряд «б»	Очень загрязненные	5–6
4	Грязные	6–12
разряд «а»	Грязные	6–8
разряд «б»	Грязные	8–9
разряд «в»	Очень грязные	9–10
разряд «г»	Очень грязные	10–12
5	Экстремально грязные	>12

Таблица 2. Классификация качества водного объекта по значению комбинаторного индекса загрязненности водного объекта

Класс и разряд	Характеристика состояния загрязненности водного объекта	Комбинаторный индекс загрязненности водного объекта
1	Условно чистый	<1
2	Слабо загрязненный	1–2
3	Загрязненный	2–4
разряд «а»	Загрязненный	2–3
разряд «б»	Очень загрязненный	3–4
4	Грязный	4–11
разряд «а»	Грязный	4–6
разряд «б»	Грязный	6–8
разряд «в»	Очень грязный	8–10
разряд «г»	Очень грязный	10–11
5	Экстремально грязный	>11

Оценочная шкала формируется с учетом класса опасности тяжелых металлов и нефтепродуктов, а также реально наблюдаемых диапазонов их концентраций в донных отложениях. Границами шкалы служат осредненные частотные характеристики вариационных рядов содержаний загрязняющих веществ в пробах отложений, отнесенные к их медиане. Уровень загрязненности донных отложений оценивается относительной характеристикой, рассчитанной сопоставлением фактических концентраций с региональными фоновыми концентрациями загрязняющих веществ в донных отложениях. Для донных отложений водных объектов Республики Татарстан разработаны и установлены региональные нормативы фонового содержания восьми тяжелых металлов (кислоторастворимые и подвижные формы) и нефтепродуктов [3, 4]. Неоднородность гранулометрического состава донных отложений в алгоритме расчета УКИЗДО корректирует расчет интегрального показателя с помощью соответствующих коэффициентов.

Градации удельного комбинаторного индекса загрязненности донных отложений, как и градация УКИЗВ, содержит пять классов и девять разрядов, которые соответствуют различным категориям загрязненности: от «условно чистых» до «экстремально грязных» (табл. 1).

Оценка загрязненности донных отложений может быть проведена для любого водного объекта (участка акватории) за любой определенный промежуток времени и по любому набору показателей. Количество показателей, которое используется в расчетах УКИЗДО, определяется наличием установленных порогов их содержания.

Для решения задачи автоматизации расчета показателей загрязненности воды и донных отложений водных объектов по результатам мониторинга на региональном уровне было разработано локальное приложение «УКИЗВ-Plus», реализованное в виде трех модулей, осуществляющих расчет удельных комбинаторных индексов загрязненности воды и донных отложений, комплексную оценку загрязненности водного объекта и вероятностную оценку загрязнения. Программа написана на языке Object Pascal в среде Delphi 10 и представляет собой компактное приложение Windows, выполненное в виде формы, на которой размещен соответствующий интерфейс [5]. Приложение использует технологию COM и драйвера, предустановленные в операционной системе.

Для характеристики качества поверхностных вод и донных отложений по показателям загрязненности в программном комплексе заложен алгоритм расчета удельного комбинаторного индекса загрязненности воды, а также методика расчета удельного комбинаторного индекса загрязненности донных отложений, использующая региональные фоновые нормативы.

Программа рассчитывает: 1) комплексные показатели загрязненности воды; 2) комплексные показатели загрязненности донных отложений; 3) индекс загрязненности водного объекта.

Расчетный алгоритм программы учитывает природу оцениваемого водного объекта (водоток, водоем), гранулометрический состав и содержание органического вещества в донных отложениях.

Весовые коэффициенты, корректирующие вклады различных индексов в итоговую интегральную характеристику, рассчитываются по числу учитываемых в каждой среде водного объекта показателей следующим образом:

$$w_i = \frac{n_i}{\sum n}$$

где  $w_i$  – весовой коэффициент  $i$ -ого индекса (вода, металлы в донных отложениях, нефтепродукты в донных отложениях),  $n_i$  – число показателей  $i$ -го индекса;  $\sum n$  – сумма показателей всех индексов.

Комбинаторный индекс загрязненности водного объекта (КИЗВО) вычисляется как сумма произведений индексов загрязненности воды и донных отложений с их весовыми коэффициентами:

$$S_{\text{КЗВ}} = \sum S_i w_i$$

где  $S_{\text{КЗВ}}$  – комбинаторный индекс загрязненности водного объекта,  $S_i$  – индексы загрязненности воды и донных отложений,  $w_i$  – весовой коэффициент  $i$ -ого индекса.

Классификация качества водного объекта по значению комбинаторного индекса загрязненности водного объекта соответствует градации качества воды по УКИЗВ (табл. 2).

Программный комплекс способен решать широкий спектр практических задач, важнейшими из которых являются сравнительные оценки и пространственно-временные характеристики загрязненности воды и донных отложений водных объектов:

- сравнительная оценка загрязненности;
- пространственная характеристика загрязненности;
- характеристика загрязненности во времени;
- определение приоритетных показателей загрязнения (факторов риска).

Комплекс позволяет оценивать объекты по произвольному числу показателей, которые могут быть сгруппированы в соответствии с целями и задачами исследования.

Апробация расчетной системы с использованием данных государственного мониторинга качества поверхностных вод Республики Татарстан и материалов научных исследований состава и свойств донных отложений показала ее эффективность и практическую значимость для решения широкого спектра задач, связанных с охраной и рациональным использованием водных ресурсов региона.

#### Список литературы:

1. РД 52.24.643–2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.
2. Валиев В.С., Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р. Метод комплексной оценки загрязненности донных отложений // Труды Карельского научного центра РАН. Сер. Лимнология и океанология. 2019. № 9. С. 51–59.
3. Приказ Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан от 27.03.2019 г. №316–п «Об утверждении региональных нормативов «Фоновое содержание тяжелых металлов в донных отложениях поверхностных водных объектов Республики Татарстан»».



4. Приказ Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан от 3.02.2020 г. №110–п «Об утверждении региональных нормативов «Фоновое содержание нефтепродуктов в донных отложениях поверхностных водных объектов Республики Татарстан»».
5. Валиев В.С., Хасанов Р.Р., Шамаев Д.Е. Автоматизация обработки первичных данных мониторинга качества вод и донных отложений поверхностных водных объектов // Российский журнал прикладной экологии. 2021. № 3. С. 30–35.

## ТРАДИЦИОННЫЕ И СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ АЛЬГОИНДИКАЦИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Л.Г. Корнева, О.С. Макарова

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, korneva@ibiw.ru*

Представлен краткий обзор методов оценки степени антропогенного эвтрофирования по составу и количественному развитию планктонных водорослей.

Среди различных форм антропогенного воздействия на водные экосистемы антропогенное эвтрофирование занимает ключевое положение. Проблема антропогенного эвтрофирования водоемов возникла еще в середине 20–х годов XX века и за короткий срок приобрела значение одной из актуальных в современной лимнологии. Бурное развитие хозяйственной деятельности человека в конце 1940 – 1960–х годов: демографический взрыв, активная урбанизация, интенсификация промышленного производства, гидростроительство, химизация сельского хозяйства и быта и т.п. постепенно привело к ухудшению качества природных вод, воздуха и почв. В настоящее время естественные и антропогенные потоки тесно переплелись, произошло значительное замещение естественных экосистем искусственно созданными, изменилось функционирование природных экосистем. Сутью антропогенных изменений круговорота углерода и биогенных веществ в биосфере является нарушение обменных процессов, активное подключение к биологическим процессам неживого вещества литосферы. Однако практически невозможно количественно определить собственно природный и антропогенный круговорот.

В настоящее время суммарная планетарная антропогенная фосфорная нагрузка на внутриконтинентальные воды увеличилась по сравнению с природной в 2.5 раза [2]. Все изменения, связанные с поступлением органических и биогенных веществ в гидросферу, создают условия для развития глобального процесса антропогенного эвтрофирования. Увеличение продуктивности водоемов отмечается практически во всех странах мира, приводя к коренной перестройке водных экосистем. Обогащение атмосферы диоксидом углерода и уменьшение запаса гумуса в почве может привести к противоречивым последствиям – к уменьшению продуктивности наземной части биосферы при явном росте продуктивности гидросферы.

Главным биоиндикатором изменений в водных экосистемах, происходящих в ходе антропогенного эвтрофирования, являются водоросли планктона, основные продуценты органического вещества. Еще в начале XX в. были предприняты первые попытки связать с уровнем трофии вод изменения в структуре альгоценозов и показатели их обилия. Первая экологическая классификация была предложена Науманом [5], который выделил две формации: олиготрофную с доминированием десмидиевых, хлорококковых (*Botryococcus*, *Sphaerocystis*), золотистых (*Dinobryon*, *Mallomonas*), перидиниевых (*Ceratium*, *Peridinium willei*), диатомовых (*Tabellaria*, *Cyclotella*) и эвтрофную с доминированием перидиниевых (*Ceratium*, *Peridinium*), диатомовых (*Melosira*, *Stephanodiscus*), типа *Pediastrum*, синезеленых.

Тунмарк, Нигард и Стокнер попытались связать уровень трофии с отношением числа видов различных экологических групп водорослей: Chlorococcales / Desmiales и Cyanophyta + Chlorococcales + Centrales + Euglenophyta / Desmiales [9], Centrales/Pennales [6], Araphales/Centrales [8].

На основании комплексов доминирующих видов Хатчинсон [3] выделил 12 формаций по отношению к уровню трофии:

1. Олиготрофный десмидиевый планктон: *Staurodesmus*, *Staurostrum*, ассоциации *Sphaerocystis*, *Gloeocystis*, *Rhizosolenia*, *Tabellaria*
2. Олиготрофный диатомовый планктон: *Cyclotella*, *Tabellaria*, отсутствует *Aulacosiera granulata*, но могут быть и другие виды *Aulacosiera*
3. Botryococcus планктон: *Botryococcus braunii*
4. Золотистый планктон: *Dinobryon*
5. Олиготрофный хлорококковый планктон: *Botryococcus*, *Oocystis*
6. Олиготрофный динофлагеллатовый: *Peridinium* (обычно *P. inconspicuum*)
7. Эвтрофный динофлагеллатовый: *Peridinium bipes*, *P. cinctum* с *Ceratium* + *Glenodinium*, в тропиках – *P. gutwinskii*
8. Эвтрофный диатомовый: *Asterionella*, *Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus astraea* или *Aulacoseira granulata*

9. Эвтрофный хлорококковый: *Pediastrum, Scenedesmus*
10. Мезотрофный или эвтрофный десмидиевый: эвритопные *Staurastrum*, реже *Cosmarium*
11. Синезеленый: синезеленые водоросли
12. Эвгленовый: *Trachelomonas volvocina, Lepociclis fusiformis*

Было предложено еще более десятка различных шкал видов-индикаторов степени трофии поверхностных вод. Но опыт применения флористических индексов и комплексов доминирующих видов показал, что их использование для экологического мониторинга и оценки трофического статуса вод носит достаточно условный характер, так как они позволяют различать только крайние трофические типы вод.

Поскольку эвтрофирование вод представляет рост общей продуктивности водоемов, то начиная с 1960-х годов, начали разрабатываться классификационные шкалы степени их трофии по количественным показателям фитопланктона: биомассе и содержанию хлорофилла в планктоне. К настоящему времени известно около десятка (по биомассе) и более трех десятков (по хлорофиллу) различных классификаций [1].

В 1950–60-е годы стала активно совершенствоваться система биологического анализа качества вод, учитывающая индикаторные свойства отдельных организмов по отношению к органическому загрязнению и уровень видового разнообразия. В это время уточнялись списки индикаторных организмов, предложенных Р. Кольквитцем и М. Марссоном (1909), и разрабатывались различные индексы для количественной оценки органического загрязнения водоемов. В шкале индикаторных организмов сапробности водорослям отводилось отдельное место.

Для реализации Директивы Европейского парламента и Совета 2000/60/ЕС, установленной с целью сохранения и восстановления водных экосистем (Европейская Водная рамочная директива), постановлено оценивать экологический статус водоемов по структурным показателям фитопланктона. Для этого с учетом экологических предпочтений отдельных видов планктонных водорослей в Норвегии, Австрии и Словении используют индекс BI (Brettum Index), в Германии – PTSI (Phytoplankton Taxa Lake Index), а в Швеции и Италии – TPI (Phytoplankton Taxa Index). К наиболее простым и удобным показателям экологического состояния вод относят “венгерский” индекс сообществ (Q), расчет которого основан на количественном соотношении индикаторных комплексов фитопланктона, различающихся по физиологическим, морфологическим и экологическим признакам [7]. Авторы классификации этих комплексов исходили из того, что сообщество в целом может быть более адекватным параметром состояния вод, чем отдельные индикаторные виды. Данная система создавалась в ходе исследований, проводимых на озерах Англии, и была успешно применена и для рек. В ее основе лежит идея создания системы экологических категорий фитопланктона, предложенная ранее Хатчинсоном [3], или создания ценосистемы планктонных водорослей по аналогии с синтаксонами, выделяемыми для классификации растительности в фитоценологии. К настоящему времени выделено около 40 различных индикаторных морфо-функциональных групп, которые различаются по таксономическому составу и количеству входящих в них таксонов водорослей.

Использование индекса Q было рекомендовано для разных регионов мира. Его преимущество состоит в том, что он не предназначен для оценки последствий какой-либо одной формы антропогенного воздействия. Оценка качества вод Рыбинского водохранилища по индексу сообществ Q и сопоставление результатов этой оценки с полученной по значениям индекса сапробности Пантле–Букк и биомассы фитопланктона показала, что снижение значений Q, что свидетельствовало об ухудшении качества вод Рыбинского водохранилища, прослеживалось по мере увеличения суммарной численности фитопланктона, доли численности и биомассы цианобактерий и сапробности. Анализ качества вод по индексу сообществ, биомассе фитопланктона и индексу сапробности дал сходные результаты [4].

#### Список литературы:

1. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
2. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. Л.: Наука, 1988. 204 с.
3. Hutchinson G.E. A treatise on limnology. Volume II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York, London, and Sydney. 1115 p.
4. Korneva L.G., Solovyeva V.V. Dynamics of Morphofunctional Groups of Phytoplankton in the Rybinsk Reservoir and Assessment of the Reservoir Water Quality by the Community Index // Water Resources. 2021. Vol. 48. № 1. P. 65–72.
5. Naumann E. Några synpunkter angående plankton ökologi. Med särskild hänsyn till fytoplankton // Svensk Botanisk Tidskrift. 1919. Bd.13. H. 2. P. 129–158. (Swedish text)
6. Nygaard, G. On the productivity of five Danish waters // Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology. 1955. Vol. 12. P. 123–133.
7. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // J. Plankton Res. 2002. V. 24. № 5. P. 417–428.
8. Stockner J.G. Preliminary characterization of lakes in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario, using diatom occurrences in sediments // Journal of the Biological Board of Canada. 1971. Vol. 28. P. 265–275.
9. Thunmark S. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie // Folia Limnologica Scandinavia. 1945. Vol. 3. P. 1–66.

## СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЯНАО МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ

А.С. Красненко, А.С. Печкин

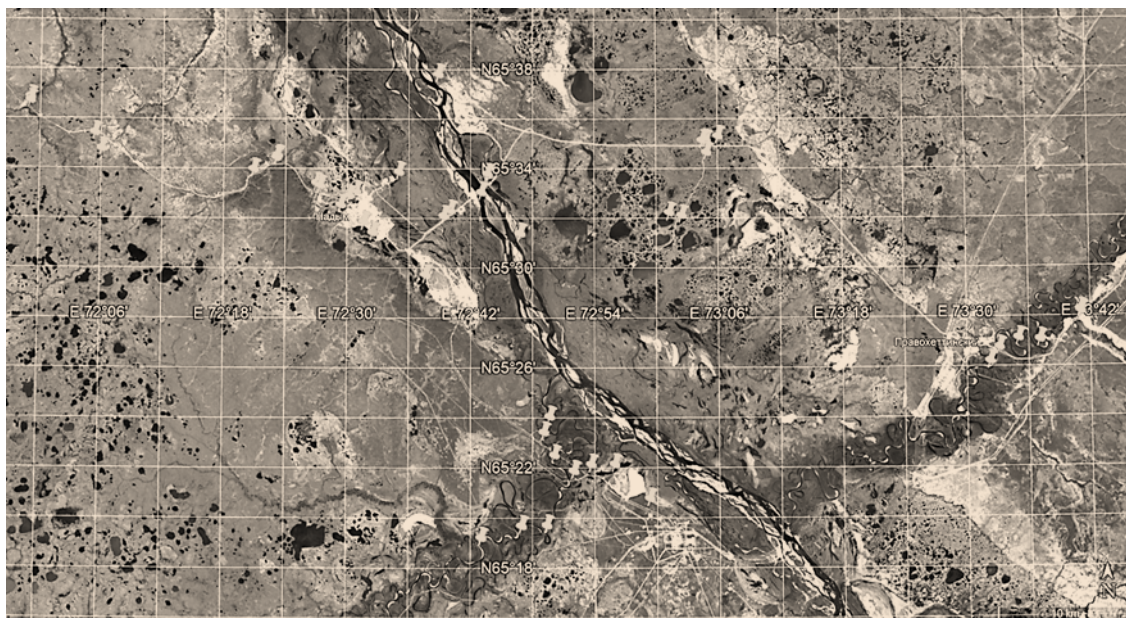
*Государственное автономное учреждение Ямало–Ненецкого Автономного Округа  
«Научный центр изучения Арктики», Салехард, 629730, Надым, ЯНАО, alexs-krasnenko@yandex.ru*

В работе рассматривается состояние некоторых водных объектов городских территорий Арктической и Субарктической зоны Ямало–Ненецкого Автономного Округа (городов Салехард, Надым и Ноябрьск), а также особенности индикаторной способности макрозообентосных организмов применительно к северным регионам Западной Сибири.

Водные экосистемы урбанизированных территорий характеризуются довольно высоким уровнем антропогенного воздействия, что с одной стороны ускоряет одни процессы, протекающие в водоеме, так и замедляет другие [1–4]. Все эти факторы наиболее сильно проявляются в Арктической зоне. Замедление процессов утилизации органики в водоемах, относительно небольшое видовое разнообразие гидробионтов и т.д. обостряет вопросы поддержания природного равновесия в водоемах населенных пунктов, а также довольно сильно влияет на качество биоиндикационной оценки водных экосистем [4].

Материалом для работы послужили результаты полевых исследований, проведенных в период с 2014 по 2022 г. (сбор материала проводился ежегодно по открытой воде в период осенней межени, а так же в марте – апреле по льду на некоторых водоемах). Отобрано и изучено свыше 400 проб зообентоса, донных отложений и поверхностных вод. Для характеристики состояния качества воды нами использовался ИЗВ (комплексный индекс загрязненности воды) и ряд основных гидробиологических показателей [5]. Бентосные пробы собирали в преобладающих биотопах. На мягких грунтах использовали дночерпатель Петерсена, на песках и в зарослях – сачок–промывалку с капроновым газом № 23 (размер ячеек 350 мкм), фиксировали 95% этанолом. Камеральная обработка проведена стандартными методами с использованием микроскопов МБС–10 ЛОМО с фотонасадками [6, 7]. Организмы определены Красненко А.С., таксономическую идентификацию зообентоса проводили с использованием общепринятых определителей [8–12].

В качестве объекта исследований были выбраны реки Шайтанка и Полуй в черте города Салехард, а также озера разного происхождения: старица оз. Янтарное (г. Надым), бессточное термокарстовое оз. Лебяжье (г. Салехард) и проточное термокарстовое оз. Ханто (г. Ноябрьск). Фауны макрозообентоса данных водоемов сравнивались с условно фоновыми водными объектами, расположенными в сходной природной зоне и имеющими такое же происхождение и гидрологический режим (рис.).



**Рисунок.** Пример схемы точек отбора проб в окрестностях г. Надым с 2016 по 2022 гг.

Для обследованных водоемов отмечено 132 вида макрозообентоса, относящихся к 5 типам и 11 классам. Наибольшее видовое разнообразие имеет класс Insecta – 43 вида (свыше 50% от общего числа видов). На втором месте по числу видов находится тип Mollusca 16,9%. Большинство олигохет и нематоды до вида не определялись. Среди таксонов макрозообентоса наиболее распространены представители класса Insecta, данные животные встречаются в 100% обследованных водоемов.

Динамика численности и биомассы донных беспозвоночных в течение всего периода исследования колебалась незначительно, что связано со сравнительно стабильной ситуацией на обследуемых водоемах.

При наблюдении за реками Шайтанка и Полуй г. Салехард были получены следующие данные. Большая часть отличий фаун на станциях связано со скоростью течения водотоков и механическим составом донных отложений, наибольшие колебания можно увидеть при сравнении проб 2017 и 2022 годов. Данное явление связано с уровнем воды в водоемах и изменением гидрологического режима. Кроме того, на изменение в численности и биомассе бентоса реки Шайтанка оказало влияние строительство набережной и дамбы в устье реки, что замедлило водообмен и привело к заиливанию грунтов в русле реки.

Так же по основным гидробиологическим индексам было оценено качество воды в черте города. По индексу ТВИ (Вудвисса) вода на первой станции реки Полуй относится к альфа-мезосапробным (3–4 балла), а на остальных участках качество воды стремится к полисапробности (1–2 балла). Значение данного индекса минимально на второй станции 1 – 0 баллов, что говорит о полисапробности данного участка. Индекс ЕВІ воды на первой станции характеризуется 5 баллами, что говорит о довольно низком качестве. На остальных станциях индекс ЕВІ не поднимается выше 2 баллов, что говорит о плохом качестве воды на исследуемых створах.

По индексу ТВИ (Вудвисса) вода на первой станции реки Шайтанка (выше города) относится к альфа-мезосапробным (3–4 балла), а на остальных участках качество воды стремится к полисапробности (1–2 балла). Индекс ЕВІ вод на первом створе характеризуется 4 баллами, что говорит о низком качестве. На остальных створах индекс ЕВІ не поднимается выше 2 баллов, что говорит о плохом качестве вод. Возможную ошибку в исследование могли внести работы проводимые при строительстве набережной, так как на наблюдаемом участке были нарушены донные отложения, и популяции животных находились под воздействием активного антропогенного пресса.

Анализ и сравнение проб из городских озер и водоемов мониторинговых фоновых площадок по основным гидробиологическим показателям установил, что вода в озере Янтарное (г. Надым) может быть охарактеризована, как загрязненная (IV класс качества вод), на озере Ханто (г. Ноябрьск), IV класс качества вод переходящий в V, либо позволяет охарактеризовать данные воды как сильно загрязненные и полисапробные. Сходная картина наблюдается на оз. Лебяжье (г. Салехард). При этом класс качества вод большинства исследованных водоемов на фоновых полигонах редко превышает второй – третий класс качества вод (чистая или слабозагрязненная) и относится к а–b мезосапробным водоемам. За исключением некоторых болотных относящихся к полисапробным.

Подобная картина, сравнительно низкое видовое разнообразие, повышенное содержание органики, процессы эвтрофикации, характерна для большинства водоемов и водотоков расположенных в зоне антропогенного воздействия. Влияние линейных объектов (дороги, трубопроводы) приводящих к изменению водообмена, смывы ГСМ, ПАВ и прочих поллютантов приводит к тому, что видовой состав и численность беспозвоночных начинает активно изменяться и сукцессионные процессы проявляют себя особенно сильно.

Постоянный антропогенный пресс на городские водоемы требует адекватного ответа, так как процессы самоочищения водоемов в арктической зоне крайне замедлены (большую часть года водоем находится подоледом). Поэтому вопрос рекультивации и сохранения водоемов остается наиболее острым, для экологии городов Арктики.

Вода обследованных водотоков условно пригодна для бытовых нужд человека и производственной деятельности. Водоемы городов по основным показателям относятся к категории «загрязненные» при этом ситуация на водотоках относительно стабильна и практически не меняется с течением времени. По видовому составу макрозообентоса, частоте их встречаемости и сезонной динамике численности, вероятно, относятся к  $\beta$ -мезосапробным водоемам, хотя и имеют аллохтонные загрязнения, поступающие в результате хозяйственной деятельности с территории города.

Основными выявленными источниками загрязнения на реках Полуй и Шайтанка, являются речной порт, сток с городских территории и не регламентированные постройки (лодочные сараи) со складываемыми участками ТКО местным населением. На реке Шайтанка сильное влияние оказывает строительство набережной и постройка дамбы для регулирования стока.

На озерные экосистемы влияние оказывают, как строительство набережной и изменение гидрологического режима (оз. Янтарное), сброс не очищенных вод с гаражного кооператива (оз. Ханто), сток с территории города и дорог (оз. Лебяжье, оз. Янтарное).

Изучение зообентоса урбанизированных территорий свидетельствует о низком видовом разнообразии при достаточно высокой численности беспозвоночных. Данное явление характерно для городских водоемов, испытывающих повышенный антропогенный пресс.

При этом сравнительно низкое таксономическое разнообразие макрозообентоса, характерно для большинства северных водоемов, где основными представителями беспозвоночных являются двукрылые.

Одним из основных показателей при оценке качества воды водоемов Арктической зоны желательно применять гидробиологические индексы основанные на видовом разнообразии, при этом сравнивая фауны донных беспозвоночных с водоемами условно фоновых территорий и общим таксономическим списком характерным для исследуемой территории. Это позволит дать картину близкую к реальной ситуации, так как зачастую основные индексы, ориентированные на индикаторные группы, качество воды снижают



довольно сильно. Это связано с тем, что многие индикаторные группы выпадают вследствие климатических, гидрологических и прочих особенностей территории.

#### Список литературы:

1. Алексюк В.А., Семенова Л.А. Биологический анализ качества воды Нижней Оби и её уральских притоков / В.А. Алексюк, Л.А. Семенова // Тр. Гос НИОРХ. – Л., 1989 – Вып. 305. – С. 34–42.
2. Богданов В.Д. Экологическое состояние притоков Нижней Оби (реки Сыня, Войкар, Собь) / В.Д. Богданов, Е.Н. Богданова, О.А. Госькова [и др.]. – Екатеринбург: УрО РАН, 2002. – 136 с.
3. Брусынина И.Н., Крохалевский В.Р. Современное состояние экосистемы реки Оби и её притоков в условиях антропогенного воздействия / И.Н. Брусынина, В.Р. Крохалевский // Изучение реки Оби и её притоков в связи с хозяйственным освоением Западной Сибири (Сб. науч. тр. ГосНИОРХ). – Л., 1989. – Вып. 305. – С. 3–22.
4. Кузикова В.Б. Зообентос водоёмов Обского бассейна и его использование для оценки качества природной среды / В.Б. Кузикова // Гидробионты Обского бассейна в условиях антропогенного воздействия (Сб. науч. тр. ГосНИОРХ). – СПб., 1995. – Вып. 327. – С. 64–78.
5. Уварова В.И. Изменение гидрохимического режима и качества воды в Обском бассейне под влиянием хозяйственной деятельности / В.И. Уварова // Гидробионты Обского бассейна в условиях антропогенного воздействия (Сб. науч. тр. ГосНИОРХ). – СПб., 1995. – Вып. 327. – С.3–19
6. Абакумов В.А., Свирская Н.Л. Апробация систем биологической индикации качества вод на базе водного управления рек Северн и Трент Великобритании / В.А. Абакумов, Н.Л. Свирская // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. – Л., 1983. – 239 с.
7. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск.: Орех, 2004, 125с.
8. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.1. Низшие беспозвоночные. – СПб.: Наука, 1994. – 394 с.
9. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.2. Ракообразные. – СПб. Наука, 1995. – 628 с.
10. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.4. – Высшие насекомые. – СПб.: Наука, 1999. – 998 с.
11. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.5. Высшие насекомые. – СПб.: Наука, 2001. – 836 с.
12. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.6. Моллюски. Полихеты. Немертины. – СПб.: Наука, 2005. – 526 с.

### **ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД И СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СЕДИМЕНТАХ И ТКАНЯХ МОЛЛЮСКОВ НА УЧАСТКЕ РЕКИ НАРВА**

Т.В. Кузнецова, А.Б. Манвелова, Ю. М. Поляк

*Санкт–Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук,  
199178, г. Санкт–Петербург, 14–я линия, д.39, kuznetsova\_tv@bk.ru*

Проведена оценка экологического состояния участка трансграничной реки Нарва, включающая анализ загрязнения воды, оценку содержания некоторых тяжёлых металлов в седиментах и мягких тканях местных моллюсков–фильтраторов. Сделан вывод, что экологическое состояние изучаемой локации можно характеризовать как удовлетворительное.

Почти 80% эстонско–российской границы – это водная граница (вместе с морем). Кроме того, общая граница Эстонии и России является и границей Евросоюза, а данный регион – приграничным регионом Евросоюза, в связи с чем в 1997г. между правительствами Эстонской Республики и Российской Федерации было заключено соглашение о сотрудничестве в сфере охраны и рационального использования трансграничных водоемов и сформирована Совместная комиссия. В рамках деятельности Комиссии и ее рабочих групп организуется обмен данными экологического мониторинга реки Нарва, ведется работа по унификации методов оценки ее экологического состояния.

Река Нарва по стоку является второй после Невы рекой, впадающей в Финский залив Балтийского моря. Река Нарва является источником коммунального водоснабжения города Нарва (Эстония) и г. Ивангорода (Россия), что также обуславливает необходимость развития комплексных методов оценки качества вод реки и здоровья ее водных экосистем.

Целью работы являлось проведение комплексной оценки экологического состояния участка трансграничной реки Нарва ниже г. Ивангорода с использованием разных методических подходов и оценочных критериев.

Оценка экологического состояния в изучаемой локации осуществлялось комплексно и в нескольких направлениях исследований. Был выполнен анализ результатов наблюдений за химическим составом вод

реки Нарва (2018–2020 гг.), проводимых ФГБУ «Северо–Западное УГМС» на сети стационарных пунктов наблюдений за загрязненностью поверхностных вод суши [1]. Это позволило оценить качество вод на участке реки выше спуска Муниципальных очистных сооружений ООО «Ивангородский водоканал» г. Ивангорода в течение нескольких лет.

Определение загрязненности седиментов тяжелыми металлами (ТМ) на участке исследования выполнялось по следующим элементам, имеющим преимущественное значение для биоты, а именно: Cu, Cd, Ni, Zn, Pb. Анализ проб проводили в лаборатории Регионального аналитического центра «Механобр Инжиниринг аналит» (г. Санкт–Петербург). Применённые методы анализа соответствовали ПНД°Ф°16.1:2.3:3.11–98, п. 5.2.1 – атомно–эмиссионный метод с индуктивно связанной плазмой. Измерения проводили на атомно–эмиссионном спектрометре ICAP7200duo (США).

Определяли аккумуляцию Cu, Cd, Ni, Zn, Pb в мягких тканях моллюсков семейства Unionidae (а именно, *Unio pictorum*) в той же лаборатории и теми же методами, обозначенными выше. Концентрации металлов определяли тотально (без выделения специальных органов и тканей), в каждой пробе были мягкие ткани 6–ти моллюсков. Вычисляли коэффициент (фактор) биоконцентрации этих ТМ (BCF) согласно общепринятой формуле [2].

В связи с активным курсированием по реке водных транспортных средств и возможным загрязнением акватории нефтепродуктами была определена относительная численность углеводород–(УВ)–окисляющих бактерий в пищеварительном тракте *Unio pictorum*, что является индикатором загрязнения вод и донных отложений нефтепродуктами [3].

Выполнена оценка функционального состояния массового представителя местной биоты – пресноводного двусторчатого моллюска *Unio pictorum*, накапливающего большие количества загрязняющих веществ как из придонного слоя воды, так и из седиментов. Моллюсков 4–5 лет, близких по длине раковины, собирали на мелководном природном песчаном пляже в конце июля 2020 г. Координаты места сбора седиментов и моллюсков – 59°23'50.2" с. ш., 28°11'51.0" в.д. Данная локация является ближайшей к пункту наблюдений за химическим составом вод реки Нарва, г. Ивангород, створ № 3.

Исследования качества воды реки Нарва (г. Ивангород, створ № 3, 11,2 км выше устья р. Нарва, 5,0 км ниже Нарвской Гидроэлектростанции) показали, что кислородный режим за период наблюдений – удовлетворительный. Концентрация хлорорганических пестицидов – ниже порога обнаружения. Превышение нормативов, в основном, наблюдалось по содержанию в воде органических веществ (по ХПК), Cu и Zn. Комплексный показатель степени загрязнённости вод (УКИЗВ) в створе № 3 за рассматриваемый период находится в следующем диапазоне значений: 1,94–2,17, что соответствует 3–ему классу качества вод. Воды реки Нарва в 2019 г. в створе № 3 в соответствии с РД 52.24.643–2002 характеризовались как слабо загрязнённые, в 2020 г. как загрязнённые. Изменение качества вод реки Нарва может быть объяснено реконструкцией причала береговой охраны г. Ивангорода и связанным с этим повышением количества взвешенных веществ в воде реки.

Результаты атомно–адсорбционного анализа пробы седиментов на ТМ представлены в таблице 1 (мкг/г сухого веса). Было показано, что ТМ в седиментах значительно меньше, чем в аналогичных пробах из восточной части Финского залива Балтийского моря [4], что также подтверждает хороший статус изучаемой акватории.

Измерение ТМ в мягких тканях моллюсков (n = 6) дало следующие значения (табл.) в мкг/г сухого веса. Как ясно из таблицы, концентрации ТМ в моллюсках *Unio pictorum*, составили следующий восходящий ряд: Cd < Pb < Ni < Cu < Zn.

Полученные данные показали, что моллюски из реки Нарва накапливают Zn и Cu. Однако эти металлы являются необходимыми элементами в жизнедеятельности моллюсков, и в наблюдаемых концентрациях они не опасны для биоты, что подтверждается наличием в этом участке устойчивой популяции моллюсков.

Таблица. Содержание некоторых тяжёлых металлов (ТМ) в седиментах реки Нарва и в мягких тканях моллюсков *Unio pictorum*

Металлы	Содержание ТМ в седиментах, мкг/г	Содержание ТМ в мягких тканях моллюсков, мкг/г	Фактор биоконцентрации
Hg	0,0088	–	–
Ni	2,6±0,25	3,5±0,2	1,35
Cu	2,8±0,5	7,0±0,7	2,5
Zn	16,3±1,6	162,0±16,0	9,94
Cd	0,03±0,01	0,046±0,01	1,53
Pb	0,32±0,03	0,5±0,05	1,56

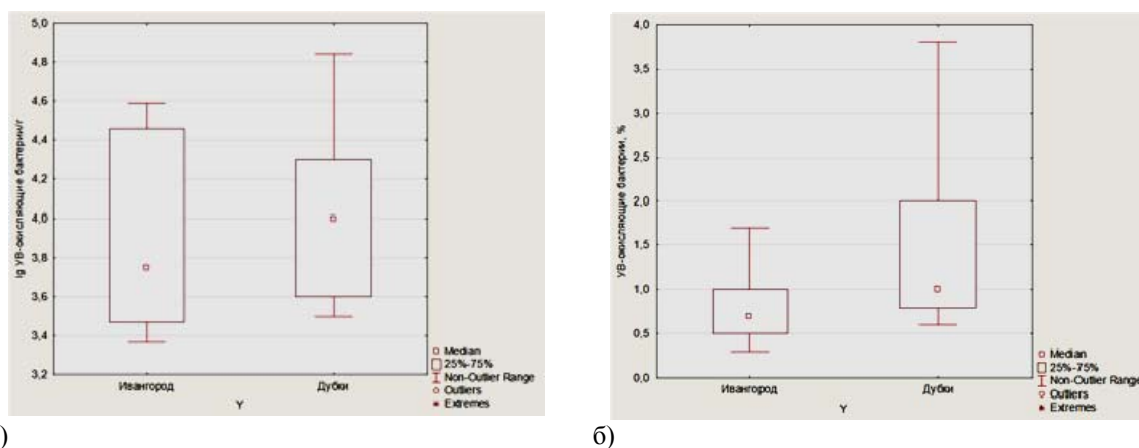
Отметим, что высокий коэффициент биоконцентрации для Zn в пресноводных моллюсках был отмечен ранее рядом авторов для других акваторий Финского залива Балтийского моря [4]. Все ТМ, и в тех концентрациях, которые были получены нами в ходе исследования, не являются для моллюсков губительными (для

сравнения см., например, [4]). Это утверждение авторов также доказывает и существование устойчивой популяции этих двусторчатых моллюсков *Unio pictorum* на изученном участке реки Нарва.

В ходе мониторинга кардиоритма моллюсков без воздействия было обнаружено, что средние значения фоновых ЧСС для группы унионид ( $n=16$ ) составляли  $18,6 \pm 3$  уд/мин, вариабельность кардиоритма была небольшой и составляла менее 10% в состоянии активной фильтрации моллюсками воды, последнее мы регистрировали визуально.

При тестировании функционального состояния моллюсков (адаптивности их кардиосистемы к нагрузкам) были получены результаты, указывающие на быстрое время восстановления кардиоритма ( $\leq 60$  мин), что характерно для моллюсков из чистых мест обитания [5, 6].

Принимая во внимание результаты тестирования моллюсков, мы можем сделать вывод, что реку Нарва (в исследуемом участке) можно отнести к относительно референтной акватории, поскольку обитающие здесь двусторчатые моллюски имели хороший физиологический статус: они быстро восстанавливали свой кардиоритм после снятия нагрузки.



**Рисунок.** Численность УВ–окисляющих бактерий (а) и относительная численность УВ–окисляющих бактерий (б) в пищеварительном тракте *Unio pictorum*, обитающих в реке Нарва (Ивангород) и прибрежной зоне Восточной части Финского залива (Дубки).

Исследования наличия микроорганизмов–деструкторов углеводов показали, что средняя численность УВ–окисляющих бактерий в пищеварительном тракте моллюсков, отобранных в Ивангороде в створе №3 реки Нарва ( $1,25 \cdot 10^4$  КОЕ/г) была сопоставима с численностью этой группы бактерий ( $1,08 \cdot 10^4$  КОЕ/г) в пищеварительном тракте моллюсков, обитающих в восточной части Финского залива на относительно референтной станции Дубки (рис. а). Проведённые ранее исследования прибрежной зоны восточной части Финского залива выявили более низкий уровень антропогенного воздействия на данную часть побережья (Дубки), по сравнению с другими станциями наблюдения [7].

Расчёт относительной численности УВ–окисляющих бактерий в пищеварительном тракте моллюсков *Unio pictorum* подтвердил полученные результаты (рис. б).

Данный показатель колебался в пределах от 0,3 до 1,8% от общего числа гетеротрофных микроорганизмов, что характерно для незагрязнённых нефтепродуктами вод [7].

Применённый комплексный подход к оценке качества воды реки, седиментов и состояния представителей местной биоты (двусторчатых моллюсков) позволил охарактеризовать класс природных вод в данном участке реки как умеренно загрязнённые.

Было установлено, что среди изученных ТМ металлов в максимальных концентрациях донные осадки накапливали Zn, затем Cu, в меньшей степени Pb, Cd и Ni.

Выявлены различия в накоплении ТМ бентосными организмами, в частности, двусторчатыми моллюсками *Unio pictorum*. По сравнению с седиментами мягкие ткани моллюска *Unio pictorum* являются концентраторами ТМ: Zn (в 10 раз больше), Cu (в 2,5 раза), Ni и Cd (около 1,5 раз). Выявленные концентрации ТМ в тканях изученного вида моллюсков не оказывают губительного действия на их организм. Функциональное состояние моллюсков *Unio pictorum* в проведённых физиологических опытах с регистрацией показателей работы кардиосистемы оказалось хорошим, так как животные быстро восстанавливали кардиоритм после отмены функциональной экспериментальной нагрузки [6] при возвращении их в природную воду.

Данные микробной индикации указывают на низкий уровень загрязнения воды участка реки Нарва на территории России нефтепродуктами и дополняют результаты, полученные ранее при изучении относительного обилия углеводородокисляющих бактерий в пищеварительном тракте морских животных и донных отложениях восточной части Финского залива [8].

В связи с окончанием в 2020 г. работ по реконструкции причала береговой охраны г. Ивангорода представляется целесообразным продолжить комплексное исследование качества вод реки Нарва, загрязнения донных отложений и тканей местных моллюсков и проследить динамику изменения экологического состояния данного водного объекта.

#### Список литературы:

1. Ежегодники качества поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям на территории деятельности ФГБУ «Северо–Западное УГМС» (Ленинградская область) за 2018–2020 гг. Федеральное государственное бюджетное учреждение «Северо–Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды», Санкт–Петербург.
2. Mendoza–Carranza M., Sepulveda–Lozada A., Dias–Ferreira C., Geissen V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico // *Environmental Pollution*. 2016. V. 210. P. 155–165. doi: 10.1016/j.envpol.2015.12.014.
3. Polyak Y., Berezina N., Polev D., Sharov A. The state of the intestinal bacterial community in mollusks for assessing habitat pollution in the Gulf of Finland (Baltic Sea) // *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 2022. 278. article id. 108095. doi: 10.1016/j.ecss.2022.108095.
4. Levit R.L., Shigaeva T.D., Kudryavtseva V.A. Heavy metals in macrozoobenthos and sediments of the coastal zone of the eastern Gulf of Finland // *Journal of General Chemistry*. 2020. V. 90. No. 13. P. 2700–2707. doi: 10.1134/S1070363220130265.
5. Turja R., Höher N., Snoeijis P., Barsiene J., Butrimaviciene L., Kuznetsova T., Kholodkevich S.V., Devier M.–H., Budzinski H., Lehtonen K.K. A multibiomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (*Mytilus trossulus*) // *Science of the Total Environment*. 2014. V. 473–474. P. 398–409. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.038.
6. Kuznetsova T., Kholodkevich S. Comparative assessment of surface water quality through evaluation of physiological state of bioindicator species: searching a new biomarkers // *Proceedings 4th Mediterranean Conference on Embedded Computing (MECO 2015)*. P. 339–344. doi: 10.1109/MECO.2015.7181938.
7. Поляк Ю.М., Демчук А.С., Шаров А.Н., Губелит Ю.И., Березина Н.А. Углеводородокисляющие бактерии в пищеварительном тракте рыб, как индикатор загрязнения прибрежной морской среды // *Доклады Российской академии наук. Науки о жизни*. 2020. Т. 491. № 2. С. 212–216. doi: 10.31857/S2686738920020213.

#### ОЦЕНКА ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ЭФФЕКТИВНОСТИ ОЧИСТКИ ВОДОЕМА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОПРЕПАРАТА

С.А. Курбатова<sup>1,2</sup>, И.Ю. Ершов<sup>1,2</sup>, Шурганова Г.В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН  
152742 Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, kurb@ibiw.ru

<sup>2</sup>Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет  
им. Н. И. Лобачевского, 603950 Нижний Новгород

Проведена оценка эффективности применения биопрепарата, действие которого направлено на уменьшение трофности водоемов. Показано, что с учетом взаимосвязей всех уровней экосистемы, необходимо сочетать использование биопрепарата с механической очисткой.

Антропогенное эвтрофирование многие десятилетия остается одной из самых масштабных по распространению и влиянию на функционирование водных экосистем проблем взаимоотношений человека и окружающей среды. В настоящее время происходит активный поиск эффективных методов и мер по снижению степени эвтрофирования водоемов, которые были бы безопасны для человека и водных обитателей. Одно из направлений – это создание биопрепаратов для очистки водоемов относительно небольшого размера (малых озер, прудов, искусственных водоемов). Такие препараты содержат определенные виды микроорганизмов, а также гранулы ферментов. Попадая в водоем, эти микроорганизмы начинают развиваться и использовать те биогенные и органические вещества, которые в эвтрофном водоеме находятся в избытке. Предполагается, что внесенные бактерии будут употреблять питательные для себя вещества, как из воды, так и из грунта. Таким образом, интенсифицируется процесс самоочищения водоема. Препаратов подобного типа разных производителей предлагается множество: «Пруд», «Чистый пруд», «Здоровый пруд», «U–Me Пруд», «Микрозим Понд Трит», «Биотел», «Algenkiller», «Bio Bag», «Bioforce Aqua Balanse», «BioVas», «BluKlar», «Aquascapere», «DOMOVO» и др. Одновременно с предполагаемым положительным эффектом применения подобных препаратов на уровень трофности сам факт внесения препарата можно рассматривать как антропогенное вмешательство в функционирование экосистемы водоема. Поэтому необходимо изучать влияние подобных процедур по очистке водных объектов на



структурные и функциональные характеристики сообществ гидробионтов и оценивать эффективность действия вносимых препаратов.

Исследования проводили в пруду парковой зоны г. Ярославля (57°35'1"N, 39°51'6"E). Из-за неудовлетворительного качества воды, которая время от времени становилась мутно-серой с гнилостным запахом, что свидетельствует о разложении накопленной в пруду органики, в 2008 и в 2011 гг. администрация парка проводила мероприятия, направленные на улучшение качества воды, путем внесения биопрепарата. Пруд занимает площадь ~ 4 га, в нем преобладают глубины 1.5–2.5 м. Грунты в пруду по механическому составу глинистые, покрытые черным илом с множеством растительных остатков, образованных водными растениями и опадом древесных насаждений, расположенных по берегу. Питание пруда осуществляется за счет грунтовых вод и значительного, т.к. пруд располагается внизу склона, поверхностного стока с окружающей местности. Уровень воды в вегетационный период изменяется несущественно, часто его снижение наблюдается в августе–сентябре. Наблюдения велись на протяжении четырех лет.

«Благополучие» экосистемы оценивали по состоянию сообществ высших водных растений, фито- и зоопланктона. Материалы о динамике растительности были получены путем натурных наблюдений: составлением повторных описаний, фотографированием и картированием. Интенсивность развития водорослей оценивали по концентрации хлорофилла *a*, в ацетоновой вытяжке с использованием спектрофотометрии. Зоопланктон концентрировали из 50 л прудовой воды, процеживая через сито с ячейкой 64 мкм, и фиксировали в 4%-ном формалине. Первую пробу брали через две недели после первого внесения препарата, затем ежемесячно в июле–октябре в первый год, в июне–сентябре во второй год, в июне–августе в третий и в четвертый год – один раз в августе. Определяли видовой состав зоопланктона, его численность и биомассу. По показателям зоопланктона рассчитывали степень трофии [1, 2] и индекс сапробности [3].

За период наблюдений отметили 29 видов водных и околоводных растений. На исследуемом участке описаны сообщества классов Potametea, Lemnetae и Phragmitetea ассоциаций Elodeetum canadensis, Potametum perfoliati, Ceratophylletum demersi, Lemnetum trisulcae, Lemno–Spirodeletum, Persicarietum amphibii, Typhetum latifoliae, Sparganietum erecti, Butometum umbellatae, Eleocharitetum palustris, Oenanthe–Rorippetum, Sagittario–Sparganietum emersi (суб-асс. sagittarietosum), Equisetum fluviatilis, Cicuto–caricetum pseudocyperii. Наибольшего развития в водоеме достигали погруженные растения. Степень зарастания акватории пруда гидрофитами *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* и *Potamogeton perfoliatus* составляла около 80%. Для этих видов характерен интенсивный рост и обмен веществ, повышенное требование к содержанию минеральных соединений в воде и грунтах [4]. Известно [1], что *E. canadensis* и *C. demersum* обильно развиваются в водоемах с постоянным, но умеренным притоком биогенных веществ. *P. perfoliatus* хорошо вегетирует в условиях умеренного эвтрофирования и исчезает при интенсивном [4]. Сообщества укорененных растений с плавающими на поверхности воды листьями развивались слабо. Ценозы прибрежных растений из-за особенностей морфометрии берегов занимали малые площади. Небольшие куртины находились в угнетенном состоянии из-за постоянного антропогенного механического пресса. Замечено [4], что продуктивность и жизнеспособность популяций некоторых видов воздушно–водных растений (*Equisetum fluviatile*, *Rorippa amphibia*, *Sium latifolium*, *Typha latifolia*, *Cicuta virosa*) резко снижается при усилении эвтрофирования водоемов. Повышенная трофность воды и грунтов исследуемого пруда, наряду с механическим воздействием, возможно, объясняет угнетенное состояние этих гелофитов.

Значительных изменений растительности пруда за четырехлетний период не наблюдали. Внесение биопрепаратов не изменило в существенной степени структуру высшей водной растительности. Доминирование видов «эвтрофентов» позволяет предположить, что трофический статус водоема остался высоким.

Концентрация хлорофилла *a* в воде менялась значительно и колебалась в пределах 2–67 мкг/л. В соответствии с комплексной экологической классификацией качества поверхностных вод суши [5], с июля по сентябрь первого года применения биопрепарата содержание хлорофилла в воде соответствовало статусу мезотрофных вод, а в конце вегетационного сезона в октябре, несмотря на низкую температуру воды (8°C), фиксировали значительную концентрацию пигмента (50.7 мкг/л) и повышение статуса до эвтрофного. На второй год концентрация хлорофилла *a* не достигала больших значений и менялась в пределах 2–12 мкг/л, что свидетельствовало о снижении трофности. В последующие годы содержание хлорофилла *a* вновь возросло до значений, обычно свойственных эвтрофным водам. В августе третьего года наблюдений регистрировали 67 мкг/л хлорофилла *a*, в августе четвертого года – 46 мкг/л. Индекс трофического состояния [6], оцененный по хлорофиллу, показывает снижение трофности на второй год после применения биопрепарата и увеличение ее в дальнейшем.

В зоопланктоне обнаружено 54 вида (28 Rotifera, 18 Cladocera и 8 Copepoda). Общее количество видов увеличилось в августе–сентябре благодаря возрастанию разнообразия коловраток и появления рачков сем. Chydoridae. Численность зоопланктона изменялась в пределах 99–682 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса 129.4–3302.4 мг/м<sup>3</sup>. В октябре первого года применения биопрепарата регистрировали вспышку численности и биомассы зоопланктона (2128 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 31570.2 мг/м<sup>3</sup>), обусловленную массовым развитием коловраток *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, *K. cochlearis* и *Polyarthra vulgaris*. В июле следующего года отмечали второй пик (2112 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 5980.9 мг/м<sup>3</sup>). В этот период в равном количестве в планктоне развивались веслоногие ракообразные младших возрастных стадий и коловратки *Keratella quadrata*,

*K. cochlearis*, *Asplanchna priodonta* и *Brachionus calyciflorus*. В первый год наблюдений доля ветвистоусых ракообразных не достигала 1% общей численности зоопланктона. В последующем она увеличилась и в среднем за сезон составляла в разные годы от 20 до 29%. *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma brachyurum* и *Polyphemus pediculus* были наиболее многочисленными среди Cladocera.

Значительная доля коловраток, мелкие размеры ракообразных и уменьшение средней индивидуальной массы зоопланктона, обильное развитие видов-индикаторов эвтрофных условий – *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Brachionus quadridentatus*, *B. calyciflorus*, *Keratella quadrata* характеризуют исследуемый водоем как эвтрофный [7]. К положительным изменениям в зоопланктоне после внесения биопрепарата можно отнести увеличение в сообществе доли Cladocera. Показатели степени трофии, рассчитанные по зоопланктону, подтверждают статус пруда как эвтрофного водоема. Максимальные значения индексов рассчитаны в первый год (в среднем за сезон 4 по Мязметс и 4.6 по Hakkari), что характеризует условия в водоеме как высокоэвтрофные, а иногда как гипертрофные. В последующие годы наблюдений индексы трофии снизились (1–1.5 по Мязметс и 1–3.9 по Hakkari).

Индекс сапробности, оцененный по зоопланктону, в большинстве случаев принимал значения от 1.4 до 1.6, что отражает β-мезосапробные условия [3].

Суммируя результаты мониторинга высшей водной растительности, фитопланктона и зоопланктона, можно заключить, что и после внесения биопрепарата водоем остался высокотрофным. Некоторые позитивные тенденции отметили на следующий год после применения биопрепарата, но затем вновь появились свидетельства увеличения трофности.

Функционирование всех сообществ водных экосистем взаимосвязано. При добавлении бактериального препарата происходит интенсификация круговорота биогенных веществ. Однако из экосистемы они не извлекаются и вновь включаются в следующий цикл внутри системы. Это подтверждает зарегистрированное в октябре первого года наблюдений увеличение концентрации хлорофилла в воде и одновременно значительный рост численности коловраток. Высшие водные растения конкурируют с фитопланктоном за питательные вещества. Вспышка численности фитопланктона, вероятно, происходит, когда гидрофиты не справляются с биогенной нагрузкой. В последующем, при наступлении холодного периода и завершении вегетационного сезона, существенное количество биогенных веществ перешло из толщи воды в грунт. Поэтому на следующий год отмечали более низкие концентрации хлорофилла *a* и уменьшение показателей степени трофии по зоопланктону. Однако биогенные вещества из грунта изымаются погруженными укорененными растениями (элодеей, рдестом) и в процессе прижизненного метаболизма гидрофитов и после их отмирания вновь попадают в воду. Кроме того, немалый вклад в обогащение воды биогенными веществами вносят рыбы, которые в результате жизнедеятельности выделяют соединения азота и фосфора, активно взмучивают ил тем самым, вызывая повторный переход части биогенных веществ из донных отложений в воду.

Таким образом, на примере данного водоема показано, что для улучшения качества воды и достижения устойчивого состояния экосистемы водоема, в целом, только внесение биопрепарата недостаточно. С учетом функционирования всех звеньев водной экосистемы необходимо изымать излишки биогенных и органических веществ из водоема. Чтобы добиться желаемого результата применение биопрепарата должно сочетаться с мероприятиями по механической очистке (извлечение массы погруженных растений и части грунта).

#### Список литературы:

1. Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980. 172 с.
2. Hakkari L. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland // Biological Research Reports. University of Jyväskylä. 1978. No 4. P. 3–84.
3. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН, 1974. 60 с.
4. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Отв. ред. Гейны С., Сытник К. М. Киев: Наукова думка, 1993. 436 с.
5. Оксийук О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Динник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–76.
6. Бульон В.В. Первичная продукция планктона и классификация озер // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем / Под ред. А.Ф. Алимова. Л.: Наука, 1987. С. 45–51.
7. Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.

## СОДЕРЖАНИЕ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В ВОДЕ, КАК ОДИН ИЗ ФАКТОРОВ, ОКАЗЫВАЮЩИХ ВЛИЯНИЕ НА РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ИССЛЕДОВАНИЙ КАСКАДА ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ)

Р.А. Ложкина, Д.Г. Селезнев, И.И. Томилина, М.В. Гапеева

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

Исследовано влияние концентраций химических элементов поверхностных вод Волжских водохранилищ на результаты биотестирования. Многомерный статистический анализ выявил непосредственную зависимость показателей смертности ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* от концентрации металлов и металлоидов.

Природные воды являются специфической средой, в которой химические свойства загрязняющих веществ и их влияние на биологическую активность живых организмов отличаются от простых экспериментальных растворов. Компоненты воды составляют её естественный химический профиль, многие части которого являются необходимыми либо биогенными, либо эссенциальными элементами, вносящими значительный вклад в жизнедеятельность гидробионтов. Превышение концентрации химических веществ относительно природного фона или поступление в среду обитания соединений, не свойственных данной экосистеме, составляет суть проблемы загрязнения окружающей среды [1].

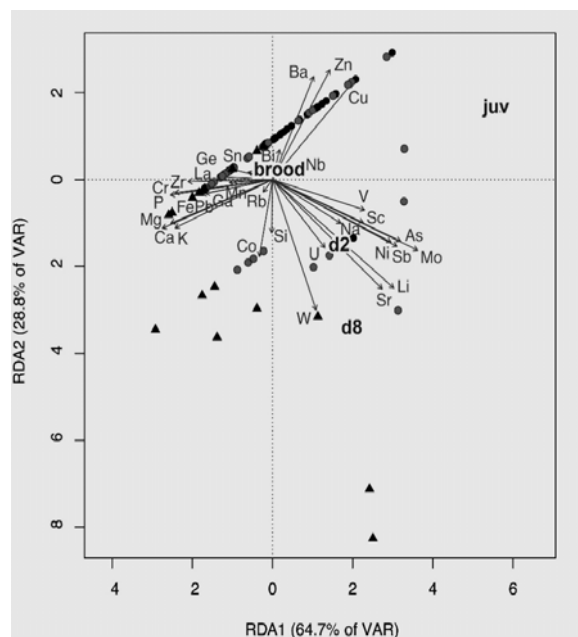
Объективно оценить уровень токсического загрязнения водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки можно только при комплексном сочетании химического и биологического методов исследования [2]. Дать адекватную оценку качества среды в виде количественных показателей не всегда представляется возможным вследствие многофакторности его воздействия на экосистемы. Как правило, высокие корреляционные связи обнаруживаются лишь в экспериментальных условиях, где на показатели биотестирования действуют заданные концентрации конкретных веществ в контролируемых условиях. В то время как природная среда относится к многокомпонентной системе, для которой не всегда удается выделить и идентифицировать весь комплекс загрязняющих веществ.

Цель работы – сопоставление результатов химического анализа поверхностных вод с результатами биотестирования, оценка влияния металлов и металлоидов на интегральную токсичность среды по показателям смертности и плодовитости ветвистоусых рачков *Ceriodaphnia affinis*, выявление наиболее токсичных химических элементов.

Пробы воды отобраны на водохранилищах Волжского каскада (Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское, Куйбышевское, Саратовское) в ходе проведения комплексного исследования на экспедиционном судне ИБВВ РАН «Академик Топчиев» в августе–сентябре 2015 г. Всего проанализировано 79 образцов воды, по 9–14 проб с каждого водохранилища. Подробная методика отбора, биотестирования и химического анализа проб воды представлена нами ранее [3].

Предварительная оценка связи между исследованными показателями биотестирования и параметрами среды проводилась с использованием коэффициента корреляции Кендалла при уровне значимости  $p < 0.05$ . Для определения зависимости концентрации химических элементов и показателей биотестирования применялся анализ избыточности (redundancy analysis, RDA). Полученные анализом избыточности оценки проб и векторов металлов разделялись на 2 группы методом  $k$ –средних ( $k$ –means). Для сравнения средних значений в группах применялся перестановочный дисперсионный анализ (PerMANOVA) с уровнем значимости  $p < 0.05$  и 5000 перестановками на сравнение. Для оценки вклада металлов в общую токсичность среды применялся метод случайного леса (Random Forest, RF) с 10000 деревьями. В качестве метрик, характеризующих вклад каждого металла в общую модель, использовались среднее снижение точности и среднее снижение загрязнения Джини. Иерархический кластерный анализ методом Варда проводился по обратной корреляционной матрице. Оценка качества кластеризации осуществлялась по несмещенным бутстреп–оценкам с 1000 перестановками и уровнем значимости  $p < 0.05$ .

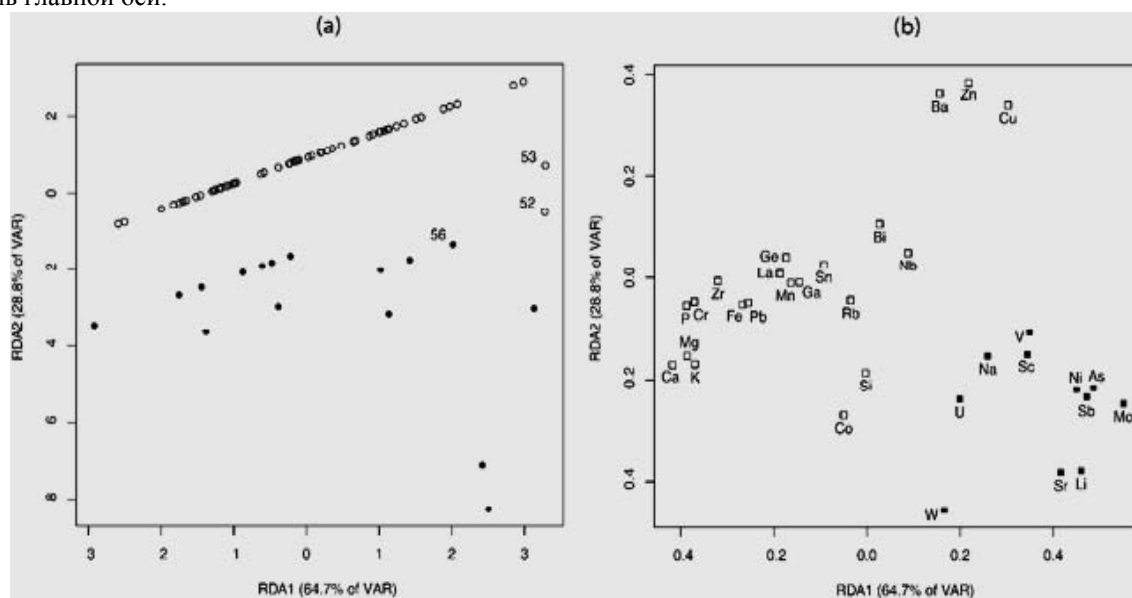
Корреляционный анализ не выявил значимых связей показателей биотестирования с концентрациями металлов, коэффициент корреляции по модулю не превышал 0.34. Ординационная диаграмма показала, что большинство проб расположены в линию вдоль противоположно направленных групп векторов металлов (главная ось), соответствующую нулевой смертности в пробах в остром и хроническом экспериментах (рис. 1). Ортогонально ей в правый нижний угол диаграммы направлена другая группа векторов металлов, которой сонаправлено некоторое число проб и показатели смертности  $d_2$  и  $d_8$ . Можно предположить, что именно эти металлы будут определять токсичность, выраженную в повышенной смертности молоди тест–объекта. Из диаграммы видно, что среднее число пометов на 1 самку (brood) не зависит от концентрации химических элементов, а среднее количество молоди на самку (juv) не вносит значимого вклада в распределение обозначенных выше групп проб и векторов металлов. Нетоксичные по результатам биотестирования пробы расположены как в главной оси, так и ортогонально ей. Две первые размерности объясняют 93.5% дисперсии зависимых переменных.



**Рис. 1.** Ординационная диаграмма анализа избыточности (RDA). Серые вектора – металлы; метки d2, d8, brood и juv – показатели биотестирования, маркерами обозначены пробы: черный круг – токсичные пробы, обладающие стимулирующим эффектом по показателю плодовитости, черный треугольник – токсичные пробы, обладающие эффектом угнетения, серый круг – нетоксичные пробы.

Исходя из предположения, что пробы воды делятся на токсичные и нетоксичные, оценки проб на ординационной диаграмме были разделены на две группы методом *k*-средних (рис. 2а). Одну группу составили все пробы, расположенные вне главной оси кроме проб 52 и 53 (группа I). Вторую группу – пробы, расположенные на главной оси (группа II).

Разделение металлов на ординационной диаграмме на две группы методом *k*-means (рис. 2б) показало, что к элементам, сонаправленным показателям смертности, относятся сурьма, молибден, мышьяк, никель, литий, стронций, скандий, ванадий, натрий, вольфрам и уран, а остальные элементы расположены вдоль главной оси.



**Рис. 2.** Кластерный анализ *k*-средних. а – группы проб (черные маркеры – пробы с токсическим эффектом, группа I; пустые маркеры – нетоксичные пробы, группа II); б – группы металлов (черные квадраты – металлы, влияющие на токсичность, пустые квадраты – не влияющие).

Методом случайного леса был оценен вклад каждого металла в токсичность среды. Наибольший вклад вносят стронций, литий и мышьяк. Заметный вклад в токсичность вносят сурьма, молибден и ванадий. Концентрации перечисленных элементов связаны между собой сильными положительными корреляционными связями, коэффициент корреляции  $> 0.6$ . Меньший вклад в токсичность среды вносят вольфрам, скандий, уран и никель. По результатам иерархического кластерного анализа (рис. 3) выделенные

нами металлы, оказывающие токсическое действие, преимущественно входят в отдельный кластер, (уровень значимости несмещенной бутстреп-оценки кластера токсичных металлов  $p=0.02$ ).

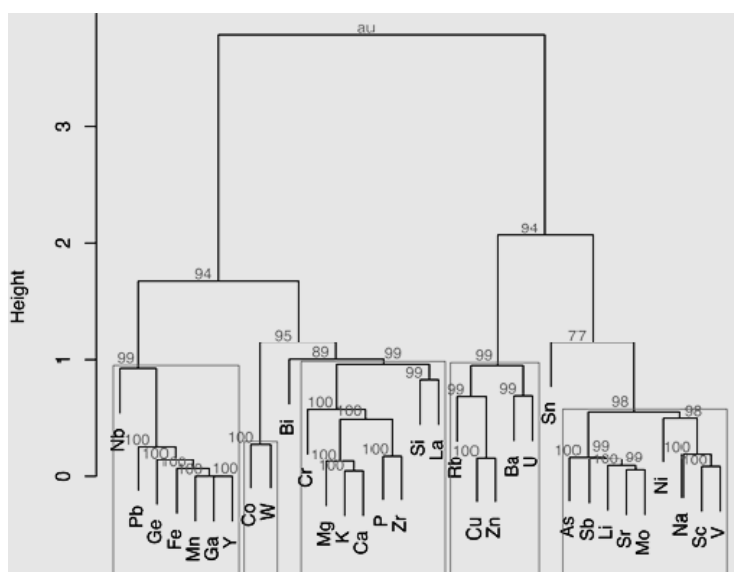


Рис. 3. Иерархическая кластеризация содержания химических элементов в пробах.

Многие исследователи отмечают сильную зависимость между концентрациями загрязняющих веществ и такими тест-функциями рачков как гибель и плодовитость [4, 5]. Как правило, такие зависимости обнаруживаются лишь в эксперименте, где на показатели биотестирования действуют заданные концентрации конкретных веществ в контролируемых условиях. В нашем исследовании корреляционный анализ не показал зависимости ни одной тест-функции от концентрации химических элементов в воде, однако анализ избыточности выявил, а перестановочный дисперсионный анализ подтвердил сильную зависимость показателей смертности от некоторых тяжелых металлов, тогда как показатели плодовитости от них не зависели.

Выделенные методом случайного леса токсичные элементы, оказывающие значительное влияние на показатели смертности, за исключением ванадия, относятся к элементам второго класса опасности и оказывают различные эффекты на гидробионтов [6].

По данным биотестирования [3] из 79 проб воды к числу токсичных было отнесено 37 проб, в 17 из которых был зафиксирован эффект угнетения, а в 20 – эффект стимуляции. По результатам проведенного статистического анализа 17 проб были определены как токсичные, в 8 из которых ранее был отмечен эффект угнетения и в одной – эффект стимуляции. Таким образом, можно утверждать, что статистические методы не определяют пробы, обладающие эффектом стимуляции, как токсичные, поскольку они не связаны с показателями смертности. Известно, что в ходе химических реакций в водной среде происходит образование новых соединений, которые могут быть токсичнее или, наоборот, безвреднее исходных ингредиентов [7]. Возможно, для остальных 9 проб, выделенных по результатам биотестирования как оказывающие хроническое токсическое действие, токсичность увеличивалась за счет комплексного действия соединений, содержание которых не учитывалось в данной работе. Исследования в течение года на лабораторной культуре ветвистоусых рачков дают основание утверждать, что их плодовитость зависит от токсичности воды и от сезона, выживаемость же от времени года не зависит, а имеет прямую связь только с качеством воды [8]. Таким образом, выделенные нами токсичные металлы влияли на смертность рачков, но не оказывали значимого влияния на их плодовитость, что могло послужить причиной низкого совпадения расчетов  $k$ -means с результатами биотестирования, которое составило 47%. Так же стоит отметить, что в числе 17 токсичных проб, выделенных статистическим анализом, лишь одна проба (станция Всехсвятское, Рыбинское водохранилище) обладала стимулирующим эффектом по данным биотестирования.

Таким образом, статистический анализ и, в первую очередь, метод анализа избыточности, позволяет определить вклад металлов и металлоидов в общую токсичность проб и их влияние на жизнедеятельность тест-организма. Но данный метод имеет ограничения, поэтому может применяться только совместно с результатами биотестирования.

*Работа выполнена в рамках государственных заданий № 121050500046–8 и № 121051100109–1.*

#### Список литературы:

1. Олькова А.С., Ашихмина Т.Я. Факторы получения репрезентативных результатов биотестирования водных сред (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2021. № 2. С. 22–30.

2. Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. М.: Международный Дом Сотрудничества, 1997. 117 с.
3. Томилина И.И., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества воды и донных отложений каскада водохранилищ реки Волга по показателям токсичности и химического состава // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 107–131.
4. Шилова Н.А., Рогачева С.М., Губина Т.И. Влияние биогенных металлов на жизнедеятельность *Daphnia magna* // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т.12. №1–8. С. 1951–1953.
5. Belanger S.E, Cherry D.S Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera) // Journal of Crustacean Biology. 1990. V. 10, № 2. P. 225–235.
6. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.5.1315–03. М.: Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ Министерства здравоохранения Российской Федерации, 2003. 154 с.
7. Абакумов В.А., Сущеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: труды международного симпозиума. М. Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
8. Александрова В.В. Биотестирование как современный метод оценки токсичности природных и сточных вод. Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гос. ун-та, 2013. 119 с.

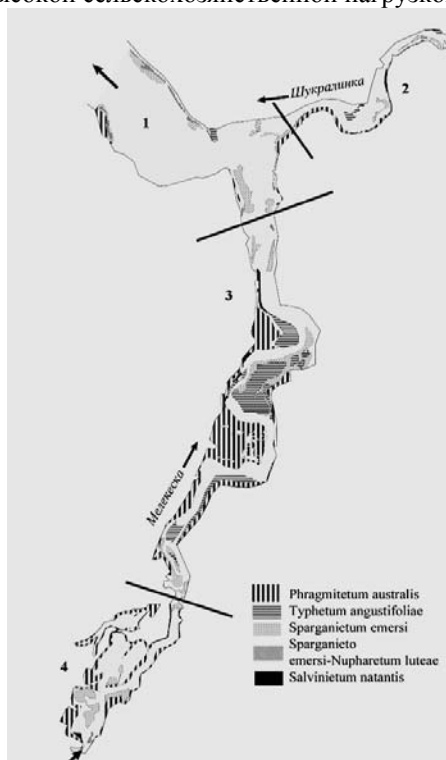
## РАСТИТЕЛЬНОСТЬ МАЛЫХ ВОДОТОКОВ В ПРЕДЕЛАХ ГОРОДСКОЙ ЧЕРТЫ (НАБЕРЕЖНЫЕ ЧЕЛНЫ, ТАТАРСТАН)

Д.С. Любарский

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ  
420087, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Даурская, 28, lds57@mail.ru*

В условиях значительной загрязненности донных отложений нижнего течения рек Шукралинка и Мелекеска в пределах черты г. Набережные Челны выявлено высокое разнообразие растительных сообществ, сложенных видами всех экологических типов водных растений – 16 растительных ассоциаций, ценозы которых сложены 58 видами макрофитов. Качество воды по макрофитному индексу оценивается как «умеренно загрязненное».

Набережные Челны – крупный промышленный центр Республики Татарстан, расположенный на левобережье р. Камы (Нижнекамского водохранилища). В черте города протекают две реки, впадающие в Мелекесский залив водохранилища: Шукралинка (Челна) и Мелекеска, до того протекающие через территории с высокой сельскохозяйственной нагрузкой.



**Рисунок.** Зонирование акватории Мелекесского залива и нижнего течения рек Мелекеска и Шукралинка; карта-схема распределения растительности.

За период существования Нижнекамского водохранилища в исследуемых реках аккумулировалось порядка 500 тыс. м<sup>3</sup> вторичных донных отложений, мощность которых достигает до 1 м, а скорость накопления в среднем – 18 мм в год. Осадки характеризуются высокими показателями загрязнённости тяжелыми металлами и нефтепродуктами, концентрации которых превышают региональные фоновые уровни в 15–25 раз [1], в том числе подвижными формами, являющимися источниками вторичного загрязнения. Наносы попадают в водотоки с поверхностным стоком, из выпусков ливневой канализации, и, в значительной степени, оседают в зарослях высшей водной растительности [1]. В воде рек выявлялись превышения ПДК в отношении железа, меди, марганца, нитритов [2].

Долина рек в разной степени затоплена водами Нижнекамского водохранилища (рис. 1–4). Берега и сохранившиеся участки поймы покрыты ивняками и ольшанниками с примесью клена ясенелистного, травянистыми сообществами: овсяницевыми, кострцовыми и вейниковыми лугами.

Целью являлась оценка состояния растительности водотоков в условиях длительной истории антропогенного, в том числе химического, воздействия со стороны города.

Исследование нижнего течения рек проведено в 2018 году; осуществлены описания водной и прибрежно–водной растительности на учетных площадках размером 100 м<sup>2</sup> или, чаще, в пределах фитоценоза [3, 4]; картирование растительности с помощью аэрофотосъемки (аппаратом DJI Phantom 2 Vision), дополненной наблюдениями с воды маршрутным методом, основу которого составляли 8 поперечных профилей, проложенных через водоток [5, 4]. Береговая линия, размеры и форма определялись по спутниковым фотоснимкам (Yandex.ru, SASplanet).

Выделение растительных ассоциаций проведено на основе доминантно–детерминантного подхода [4]. Номенклатура видов приводится по следующим сводкам и определителям [6, 4].

Оценка качества вод проведена с использованием макрофитного индекса для малых рек [7].

Растительность в зоне подтопления рек Нижнекамским водохранилищем описывается 16 ассоциациями из 15 формаций (табл.). Настоящая водная растительность представлена 7 ассоциациями (и 7 формациями), воздушно–водная – 9 (и 8, соответственно), занимая площадь в 236.3 тыс. м<sup>2</sup>, что составляет 28.7% акватории. На сообщества 5 ведущих ассоциаций приходится 232.9 тыс. м<sup>2</sup> (или 98.6% от площади всей растительности водотока).

Сообщества ассоциаций низкотравных гелофитов, такие как *Heteroherboso–Butometum umbellate*, *Sparganietum erecti*, а также *Caricetum acutae*, приурочены к урезам, часто растянуты узкими полосами и развиваются в условиях отсутствия конкуренции со стороны *Typha angustifolia* L.

Таблица. Растительные ассоциации рек Мелекеска и Шукралинка на территории города.

Растительная ассоциация	Площадь, тыс м <sup>2</sup>	Число видов, ед.	Показатели покрытия, %	Группа формаций	Встречаемость, участки
<i>Ceratophylletum demersi</i>	<0.1	3	20	ПТ	2, 3
<i>Potametum pectinati–perfoliati</i>	0.3	4	60	У	1, 2, 3
<i>Potametum pectinate</i>	0.2	3	30	У	1, 3
<i>Sparganietum emersi–Nupharetum luteae</i>	10.0	9	50	УП	1–4
<i>Nupharetum candidae</i>	0.1	3	60	УП	3
<i>Lemno minori–Spirodeletum</i>	<0.1	4	20	ПП	3
<i>Salvinietum natantis</i>	2.6	3	80	ПП	1, 2, 3
<i>Heteroherboso–Butometum umbellate</i>	<0.1	7	60	Н	1, 3
<i>Sagittarietum sagittifoliae</i>	0.5	3	30	Н	4
<i>Sparganietum emersi</i>	50.3	8	30	Н	1–4
<i>Sparganietum erecti</i>	<0.1	3	40	Н	2, 3
<i>Scirpetum lacustris</i>	0.1	1	30	В	3
<i>Typhetum angustifoliae</i>	49.0	4	40	В	1–4
<i>Heteroherboso–Typhetum angustifoliae</i>	2.0	14	70	В	3
<i>Phragmitetum australis</i>	121.0	5	90	В	1–4
<i>Caricetum acutae</i>	<0.1	7	80	ГТ	1–4
Всего, растительность	≈236.3	58	–	–	–
Всего, водоток	823.0	–	–	–	–

Примечания: ПТ – плавающие в толще воды, У – погруженные, укореняющиеся, УП – укореняющиеся с плавающими на поверхности листьями, ПП – плавающие на поверхности воды, Н – низкотравные гелофиты, В – высокотравные гелофиты, ГТ – гигрогелофитная.

В процессе анализа распределения растительности в изучаемых водотоках достаточно четко выделились несколько участков (рис), в определенной степени соотносящиеся и с данными по осадконакоплению [1]. Среди них интересен участок № 3, относящийся к долине р. Мелекески, в пределах которого выявлены сообщества 15 из описанных ассоциаций (табл.). В пределах того же участка получают наибольшее развитие высокотравные гелофиты – при площади в 162 тыс. м<sup>2</sup> (19.7%), он сосредотачивает в себе 67.5% всех зарослей асс. *Phragmitetum australis* и 91.8% – асс. *Typhetum angustifoliae* (рис.). Это может

объясняются: образованием здесь значительных площадей оптимальных для их развития глубин на месте затопленных пойм, которые выше по течению (участок №4) не затопляются водохранилищем, ниже (№ 1) залиты гораздо сильнее, а в нижнем течение р. Шукралинки (№2) – не дает закрепиться речному режиму с достаточно большой скоростью течения по всей ширине водотока.

Из таблицы видно, что наибольшие площади занимают ценозы ассоциации (далее – асс.) *Phragmitetum australis* – 50.8%, расположившиеся на подтопленных берегах бывшей поймы в условиях небольших глубин, в то же время, видовое богатство в её пределах незначительно (5 видов или 8.6% видового состава макрофитов изучаемого объекта) – плотный покров *Phalaroides arundinacea* (L.) Rausch. препятствует развитию сопутствующих видов. То же свойственно асс. *Typhetum angustifoliae*, имеющей третью позицию по площади (20.7%) и бедный видовой состав (6.9%). Расположенные на границах последней, сообщества асс. *Heteroherboso-Typhetum angustifoliae*, напротив, богаты по видовому составу (24.1%), включая, в числе прочего, виды относимые к предпочитающим достаточно чистые, в отношении органического загрязнения, условия (в частности, *Equisetum fluviatile* L.), но имеют скромную площадь (0.8%).

Высокими показателями обладают сообщества асс. *Sparganietum emersi* (21.3% площади и 13.8% от видового состава), на наиболее глубоких (до 1.5 м) участках дна; асс. *Sparganieto emersi-Nupharetum luteae* (4.2% и 15.5%) – занимающие промежуточное положение между урезом или высокотравными гелофитами и сообществами погруженных растений (рис).

Оценка качества вод, предложенная Н.В. Зуевой [7], напрямую связана с состоянием растительности (наличием, разнообразием, обилием), и удобна тем, что не завистит от конкретных видов-индикаторов. Расчет позволил охарактеризовать качество воды обеих рек как «умеренно загрязнённые» – 10 б (с падениями до 9 б в местах выпуска ливневых стоков) для всех четырех зон, что можно считать очень хорошим показателем для городского водотока.

Несмотря на высокие показатели загрязнённости донных отложений нижнего течения рек Шукралинка и Мелекеска в пределах черты г. Набережные Челны тяжелыми металлами и нефтепродуктами, выявлено высокое разнообразие растительных сообществ (большинства типов формаций [по 4]), сложенных видами всех экологических типов водных растений. Так, в пределах водного зеркала описано 16 растительных ассоциаций, ценозы которых слагаются 58 видами макрофитов. Проведенная оценка качества вод по макрофитному индексу показала состояние «умеренного загрязнения».

#### Список литературы:

1. Иванов Д.В., Валиев В.С., Зиганшин И.И., Шамаев Д.Е., Хасанов Р.Р., Марасов А.А., Маланин В.В., Богданова О.А. Донные отложения Мелекесского залива Нижнекамского водохранилища // Российский журнал прикладной экологии, №4. – 2020 – С. 10–18.
2. Падемирова Р.М., Донскова Ю. В., Смирнова Н. Н. Качество поверхностных вод в районе г.Набережные Челны республики Татарстан // Евразийский Союз Ученых (ЕСУ). №31–2. – 2016. – С. 25–27.
3. Катанская В.М. Методика исследования высшей водной растительности // Жизнь пресных вод СССР. М.–Л.: Изд-во АН СССР. – 1956. – Т. 4, Ч. 1. – С. 160–182.
4. Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: МУБиНТ. – 2001. – 213 с.
5. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. – 187 с.
6. Зуева Н.В., Бобров А.А. Использование макрофитов в оценке экологического состояния малой реки (на примере р. Охта, г. Санкт-Петербург) // Биология внутренних вод. – 2018. – № 1. – С. 45–54.
7. Черепанов С.К. Сосудистые растения СССР. Л.: Наука. – 1981. – 509 с.

### ОБЗОР КОЛИЧЕСТВЕННЫХ МЕТРИК ОЦЕНКИ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ ДИАТОМОВЫХ МИКРОВОДОРΟΣЛЕЙ, ИСПОЛЪЗУЕМЫХ В ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ВОДОЕМОВ

А. М. Лях

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН,  
пр-т Нахимова, 2, Севастополь, 299011, [me@antonlyakh.ru](mailto:me@antonlyakh.ru)

Классические подходы к использованию диатомовых микроводорослей для оценки экологического состояния водных объектов основаны на подсчете обилия индикаторных видов. Такая процедура трудозатратна и требует как наличия квалифицированных таксономистов, так и качественного регионального списка индикаторных видов. Неклассические методы основаны на оценке морфологических аномалий диатомовых микроводорослей. В этом случае качественные особенности аномалий пытаются выразить количественно в виде метрик. Для этого используют как грубые метрики в виде относительного обилия тератологических форм, так и более точные, связывающие тип аномалии с относительной площадью поверхности оболочки диатомовой, которую она занимает. Кроме того, пытаются описать аномалии форм



микроводорослей методами геометрической морфометрии. Однако, указанные метрики обладают недостатками и требуют переосмысления и доработки. Возможные пути решения проблемы с количественными метриками оценки тератологий форм диатомовых микроводорослей представлены в докладе.

Классические подходы к оценке антропогенного (токсикологического) влияния на водные экосистемы по диатомовым микроводорослям основаны на учете относительного обилия индикаторных видов диатомовых, которые используются для вычисления интегральных показателей качества среды [1]. Недостатки такого подхода заключаются как в больших трудозатратах на таксономическую идентификацию видов диатомовых, так и в необходимости предварительного выявления индикаторных видов для новых исследуемых районов.

Нетрадиционные методы используют аномальные (тератологические) формы организмов [2]. Известно, что антропогенные факторы вызывают морфологические изменения диатомовых микроводорослей [2, 3]. Поэтому в последнее время активно разрабатывают индексы, учитывающие данный факт.

В то же время четкая математическая взаимосвязь между факторами и наблюдаемыми аномалиями до сих пор не описана. Причин этого несколько. Во-первых, не все аномалии диатомовых вызваны внешним токсикологическим воздействием. Некоторые являются результатом генетических мутаций, длительного культивирования или влияния невыясненных причин [4]. Например, непонятны причины появления диатомовых со створками, относящихся к разным видам, – так называемых *клеток Януса*; также невыяснены точные причины изменчивости формы *Phaeodactylum tricornutum*: от окременелой треугольной, до беспанцирной овальной. Во-вторых, аномалии могут быть вызваны не одним, а комплексом факторов. Такую комплексную взаимосвязь сложно выявить и выразить в явном математическом виде. Наконец, отсутствует хорошая метрика для количественного выражения наблюдаемых аномалий.

Обзору метрик количественного описания тератологий диатомовых и посвящена настоящая работа.

Обнаружение и количественная оценка тератологий относится к сложным задачам, так как не во всех исследованиях удалось установить четкую взаимосвязь между наличием аномальных организмов и градиентами воздействующих факторов [5]. Несмотря на это, грубая количественная оценка заключается в простом подсчете доли аномальных микроводорослей от общего количества диатомовых. Очевидно, что процент тератологий позволяет только допустить наличие некоторого, возможно токсического воздействия на морфологию диатомовых, но не позволяет определить ни его уровень, ни точный результат влияния, ни степень воздействия факторов на отдельные виды. Это приводит к значительной потере информации о тератологиях при анализе. Вследствие чего исследователи неоднократно поднимали вопрос о необходимости разработки новой метрики для количественного описания аномалий диатомовых [5, 6].

Более чувствительной является метрика, учитывающая тип и степень повреждения каждого организма.

Морфологические аномалии диатомовых делят на аномалии *кремниевой оболочки* (панциря) и *внутренних органелл*. Среди последних выделяют аномалии [2]:

- ядра (неправильное расположение, наличие дополнительного мелкого ядрышка),
- хлоропластов (неправильная форма, размеры или цвет, неверное количество),
- клеточной мембраны (неполное прилегание к стенками панциря),
- липидных тел,
- содержимого цитоплазмы (наличие пустых участков).

Аномалии панциря диатомовых делят на восемь типов [3].

1. Искаженное очертание створки: потеря симметрии, непривычный изгибы, наличие необычных, слабо или сильно выраженных вогнутостей или выпуклостей границы.
2. Изменение текстуры поверхности створок: расположения и формы рядов перфораций, формы и расположения поперечных ребер или септ.
3. Изменение формы, размера или положения осевой или центральной гиалиновой области или отсутствие таких областей.
4. Изменения обычного шва: двойной, фрагментированный или сигмовидный шов (когда он должен быть прямым), либо шов отсутствует.
5. Изменения каналовидного шва: деформация, смещение, изменение расстояний и формы фибул.
6. Необычное соединение или расположение диатомовых в цепочке (колонии).
7. Смешанный тип, включающий несколько аномалий предыдущих типов.
8. Поясковые ободки неправильной формы.

Приведенная классификация аномалий панциря не лишена недостатков. Так, шестой тип описывает надорганизменную тератологию (колония организмов), его стоит рассматривать отдельно от других. Седьмой тип, соответствующий комплексу аномалий, не стоит выделять в качестве отдельного типа. Когда клетка обладает более чем одной аномалией, нужно перечислить каждую из них по отдельности. Второй тип (текстура поверхности створок) коррелирует с третьим (осевое поле), и, в некоторых случаях, с четвертым (шов),

так как деформации центральной и осевой области или шва сопровождаются изменениями текстуры створок. Наконец, типы аномалий с первого по пятый и, возможно, восьмой можно далее разделить на подтипы.

После классификации предлагают оценить площадь, занимаемую каждой аномалией, относительно площади створки. Причем, здесь следует учитывать как площадь аномалий органелл, так и морфологических аномалий панциря [2, 6]. В последнем случае расчет выполняется только тогда, когда его можно сделать, то есть для первого–пятого типа.

В результате каждому организму сопоставляется тип аномалии и процент площади ею занятый. Методика дальнейшего анализа пока не проработана.

Наконец еще один способ количественного выражения аномалии касается деформированных форм створок и заключается в использовании методов геометрической морфометрии. Так, авторы [7] собрали подборку фотографий с тератологическими формами створок и описали контуры створок при помощи фиксированного числа меток (количество которых зависело от вида диатомовой). Далее они визуально разделили аномалии на несколько категорий, руководствуясь выраженностью видимой деформации. Затем, авторы обработали данные о метках методами геометрической морфометрии и представили каждую форму двумя числами – так называемыми *относительными деформациями (relative warps)*. В итоге, они нашли медианы значений относительных деформаций для каждой категории деформированных форм, которые предложили использовать в качестве потенциальных оценок выраженности тератологий.

Несмотря на серьезность заявленной в работе [7] идеи, ее реализация оказалась слабой по двум причинам. Первая ошибка использованного подхода заключалась в способе выделения категорий деформированных форм. Авторы применили субъективный критерий – свое восприятие степени выраженности каждой аномалии. Вместо него разумнее применить объективный алгоритмический подход: метод классификации, если заранее заданы образцы каждой категории, или метод кластеризации, когда таких образцов нет. Вторая ошибка заключалась в сведении всех аномалий из одной категории к усредненному (медианному) значению. При том, что исходные данные каждой категории (относительные деформации) образовывали достаточно обширные пересекающиеся облака значений.

Таким образом, текущие метрики оценки морфологических тератологий диатомовых водорослей требуют переосмысления и доработки. Для этого требуется обширный фактологический материал представленный в виде общедоступной базы данных, которая содержит как фотографии аномалий диатомовых, так и условия, при которых они были обнаружены. Призыв к созданию такой базы уже прозвучал [6], остается ее наполнить и проанализировать.

Возможные пути решения проблемы с количественными метриками оценки тератологий форм диатомовых микроводорослей представлены в докладе.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово–Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» (гос. регистрационный № 121030100028–0).*

#### Список литературы:

1. Coste M., Boutry S., Tison–Rosebery J., Delmas F. Improvements of Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI–2006) // *Ecological Indicators*. 2009. Vol. 9. P. 621–650. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.06.003>.
2. Pandey L.K., Bergey E.A., Lyu J., Park J., Choi S., Lee H., Depuydt S., et al. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges // *Water Research*. 2017. Vol. 118. P. 39–58. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.062>.
3. Falasco E., Ector L., Wetzel C.E., Badino G., Bona F. Looking back, looking forward: a review of the new literature on diatom teratological forms (2010–2020) // *Hydrobiologia*. 2021. Vol. 848. P. 1675–1753. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04540-x>.
4. Kociolek J.P., Stoermer E.F. Variation and polymorphism in diatoms: The triple helix of development, genetics and environment. A review of the literature // *Vie et Milieu – Life and Environment*. 2010. Vol. 60, no. 2. P. 75–87.
5. Lavoie I., Hamilton P.B., Morin S., Tiam S.K., Kahlert M., Goncalves S., Falasco E., et al. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? // *Ecological Indicators*. 2017. Vol. 82. P. 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048>.
6. Vallanzasca I., Bountry S., Laviale M., Quinton E., Morin S. Development of a collaborative web platform documenting the diversity and extent of diatom deformities // *Botany Letters*. 2023. <https://doi.org/10.1080/23818107.2023.2183898>.
7. Cerisier A., Vedrenne J., Lavoie I., Morin S. Assessing the severity of diatom deformities using geometric morphometry // *Botany Letters*. 2018. <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1474800>.

# ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА С УЧЕТОМ РЕГИОНАЛЬНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ИХ ВОД

Е.М. Макарова

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,  
185030 г. Петрозаводск, Республика Карелия, пр. Александра Невского, 50, emm777@bk.ru*

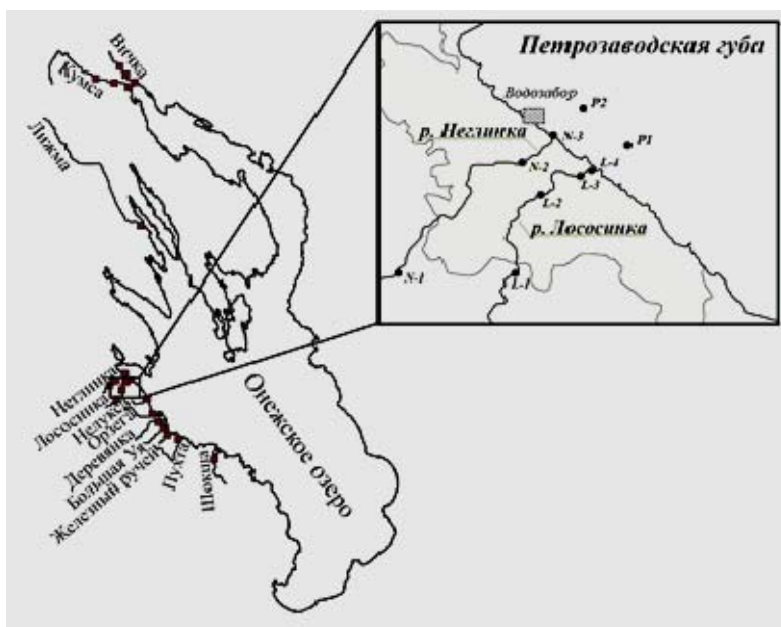
При многофакторном воздействии на водотоки оценка качества воды по химическим показателям становится неинформативной, а реакцию биоты сложно интерпретировать. Настоящие исследования показали, что бактериопланктон является хорошим индикатором антропогенного загрязнения для быстротекущих рек.

Яркой особенностью большинства рек Карелии является большое содержание гумусовых веществ, образующих прочные связи с железом и фосфором. Реки, протекающие по территории г. Петрозаводска, дополнительно, испытывают сильнейшее загрязнение ливневыми стоками города. Такой специфический природный состав речных вод, связанный с высоким содержанием гумусовых веществ и связанного с ним железа, может изменять влияние антропогенных факторов на экосистемы городских водотоков, а также отражаться на оценке качества речных вод и искажать оценку влияния антропогенного фактора.

Бактериопланктон является информативным биоиндикатором загрязнения водоемов различными органическими соединениями и часто используется при оценке качества вод и их санитарного состояния.

Цель – оценить применимость общепринятых классификаторов качества вод по микробиологическим показателям для притоков Онежского озера.

Отбор проб на гидрохимический и микробиологический анализы осуществляли раз в месяц в весенне–осенний период 2015 г. на реках, протекающих по территории г. Петрозаводска: 4 станции р. Лососинки (ст. L–1 – за пределами городской черты выше по течению, ст. L–2 – порожистый участок с перепадом высоты около 2 м на городской территории; ст. L–3 – плесовый участок реки на городской территории; L–4 – устье реки на городской территории), 3 станциях – р. Неглинка (ст. N–1 – за пределами городской черты выше по течению; ст. N–2 – срединный участок реки на городской территории; ст. N–3 – устье реки на городской территории). Для изучения пределов изменчивости химических и микробиологических характеристик и выявления связи между ними в летний период были дополнительно отобраны пробы в устьевых участках 10 притоков Онежского озера юго–западного, северо–западного и северного побережий (рис. 1). Все изученные 12 притоков относятся к полугорному типу.



**Рис. 1.** Схема расположения станций отбора проб на притоках Онежского озера.

Для гидрохимического анализа определяли pH, цветность, содержание растворенного кислорода, БПК<sub>5</sub>, бихроматную окисляемость (БО), содержание взвешенных веществ, общего железа (Fe<sub>общ</sub>), общего фосфора (Р<sub>общ</sub>) и минерального (Р<sub>мин</sub>), нефтепродуктов.

В ходе микробиологического анализа были определены: общая численность бактерий (ОЧБ), а также численность эколого–трофических групп бактериопланктона (сапрофитные бактерии (СБ),

олигокарбофильные (ОКБ), фенолрезистентные (ФРБ) и углеводородокисляющие (УОБ) бактерии) и показатели санитарного состояния воды (ОМЧ и БГКП).

При анализе данных, гидрохимические показатели были разделены на 2 группы, согласно работам П.А. Лозовика [1]: показатели природного – характеризующего региональные особенности (рН, цветность, Feобщ, БО), и антропогенного происхождения (БПК<sub>5</sub>, содержание нефтепродуктов, взвешенных веществ, Робщ и Рмин, растворенного кислорода).

Исследование показало, что химический состав рек Лососинки и Неглинки на всем своем протяжении характеризуется влиянием водосборной заболоченной территории (высокие показатели цветности, содержания железа, пониженные значения рН). Протекая по территории г. Петрозаводска реки Лососинка и Неглинка также испытывают высокую антропогенную нагрузку – годовой объем ливневых стоков составляет около 30% от объема речных вод. Превышение ПДК<sub>рх</sub> для БПК<sub>5</sub> в ливневых стоках достигало 1.2–94.3 раз, взвешенных веществ – 1.2–132 раза, нефтепродуктов – в 1.9–78.6 раз. Несмотря на высокое содержание загрязняющих веществ в ливневых стоках, в речных водах их концентрации редко превышали ПДК<sub>рх</sub>, благодаря высоким скоростям течений (0.5 м/с) и наличию порогов, что способствует хорошему насыщению воды кислородом (до 96%) и разрушению ОВ.

Специфика химического состава речных вод (заболоченная водосборная территория) могла повлиять на развитие в них микробиоты и, следовательно, на возможность применения для биоиндикации общепринятых классификаций качества вод по микробиологическим показателям. Для этого необходимо было выявить структуру связи между микробиологическими и химическими показателями с помощью метода главных компонент (РСА). Для анализа матрицей послужили данные 21 станции 12 притоков Онежского озера за июль 2015 г. (рис. 1).

По результатам компонентного анализа были выявлены две значимые главные компоненты признаков (доля в общей дисперсии двух главных компонент составила 61%).

Первая главная компонента, описывающая 46% изменчивости признаков, отразила связь всех групп бактерий с БПК<sub>5</sub> – показателя основного трофического ресурса, поступающего с ливневыми стоками. Следовательно, микробиологические показатели притоков Онежского озера отражают влияние антропогенного фактора. Во вторую главную компоненту (доля в общей дисперсии – 15%) вошли показатели, характеризующие влияние заболоченного водосбора (рН, цветность, БО), при этом ни одна группа бактерий не внесла значимого вклада во вторую компоненту, что доказывает отсутствие прямого влияния природного фактора на количественные показатели бактериопланктона и возможность применения общепринятых классификаций для оценки качества воды по микробиологическим показателям.

Нами были применены общепринятые классификации качества воды [2–5], предназначенные для выявления антропогенно измененных участков водных объектов по микробиологическим показателям (табл.). Качество воды оценивалось по развитию индикаторных групп бактериопланктона для загородных и городских участков рек Лососинки и Неглинки. ОЧБ и численность СБ свидетельствовали о чистоте вод на фоновых участках городских рек. На территории г. Петрозаводска СБ определяют удовлетворительное качество воды для р. Лососинки, а воды р. Неглинки характеризуют как «грязные». Загородные участки рек Лососинки и Неглинки свидетельствуют об олигосапробном статусе вод, городской участок р. Лососинки имеет β-мезосапробный статус, а городской участок р. Неглинки соответствует полисапробным водам (табл.).

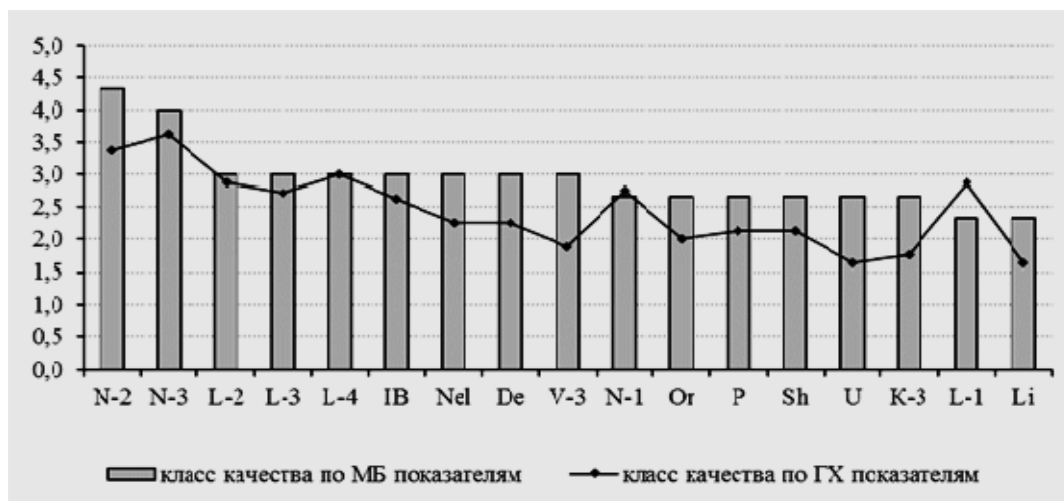
Высокие численности СБ – индикаторов сапробности, санитарно-показательных групп бактерий (ОМЧ, БГКП), УОБ и ФРБ указывают на присутствие загрязнения воды легкоминерализуемым ОВ, в том числе фекального и нефтяного происхождения на всем протяжении городских рек. В целом уровень развития УОБ, ФРБ, ОМЧ, БГКП отражает присутствие в речных водах достаточного трофического ресурса в виде нефтепродуктов и ОВ фекального происхождения для классификации городских участков рек как загрязненных.

Таблица. Качество воды в реках Лососинке и Неглинке по индикаторным группам бактериопланктона за 2015 г.

Показатель	Р. Лососинка		Р. Неглинка		Литературный источник
	Загородный участок	Городской участок	Загородный участок	Городской участок	
ОЧБ, млн. кл./мл	Чистая	Чистая	Чистая	Удовл.	[2]
СБ, КОЕ/мл	Чистая	Удовл.	Чистая	Грязная	[2]
БГКП, КОЕ/л	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	Грязная	[2]
ОМЧ, КОЕ/мл	Загрязненная	Загрязненная	Норма	Загрязненная	[3]
БГКП, КОЕ/л	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	[3]
ФРБ, КОЕ/мл	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	[4]
УОБ, КОЕ/мл	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	[4]
ФРБ, КОЕ/мл	Удовл.	Загрязненная	Загрязненная	Грязная	[5]
УОБ, КОЕ/мл	Загрязненная	Загрязненная	Загрязненная	Грязная	[5]

Применимость микробиологической индикации к оценке качества речных вод была также проверена путем сравнения микробиологических результатов с данными гидрохимической индикации. Использовали

экологическую классификацию качества поверхностных вод суши О. П. Окснюк с соавторами [2], при этом для химической индикации использовали показатели, отражающие только антропогенное воздействие. Региональные показатели качества вод, отражающие низкое качество воды на всем протяжении притоков и маскирующие влияние антропогенного фактора, не были использованы. Оценка качества воды рассчитывалась как средняя по группе гидрохимических показателей, и отдельно – по группе микробиологических показателей. Станции изученных притоков ранжировались от максимального класса качества по микробиологическим показателям к минимальному (рис. 2). Коэффициент корреляции Спирмена между баллами классов качества вод, рассчитанными по гидрохимическим и микробиологическим показателям, составил 0.6 и был значимым ( $p < 0.05$ ). Таким образом были установлены наиболее загрязненные участки рек по двум группам изученных показателей: городские участки рек Лососинки и Неглинки. Наиболее чистыми оказались приустьевые станции рек Лижмы и загородный участок р. Лососинки.



**Рис. 2.** Диаграмма классов качества воды на различных станциях по микробиологическим (МБ) и гидрохимическим (ГХ) показателям.

Проведенный анализ подтверждает применимость общепринятых классификаций для оценки качества вод высокоцветных притоков, находящихся под антропогенным влиянием, по микробиологическим показателям.

*Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН.*

#### Список литературы:

1. Лозовик П.А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: Автореф. дис. докт. хим. наук. – М. 2006. 59 с.
2. Окснюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П. Н., Кузьменко М. И., Клеinius В. Г. Комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–76.
3. СанПиН 2.1.4.1175–02. Гигиенические требования к качеству воды нецентрализованного водоснабжения. Санитарная охрана источников. Санитарно–эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Минздрав РФ, 2003. 20 с.
4. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Ред. В. А. Абакумов. СПб: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
5. Виноградов Г.А., Жариков Г.П., Березина Н.А., Лаптева Н.А., Клайн Н.П., Курбатова С.А., Маврин А.С. Разработка региональной классификации качества вод на основе мониторинга р. Которосль и ее притоков // Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография. – Ярославль: Изд–во ЯГТУ. – 2001. – С.210–221.

**COMEPHORUS BAIKALENSIS (PALLAS, 1776) ДЛЯ БИОМОНИТОРИНГА  
СТОЙКИХ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ В ПЕЛАГИАЛИ ОЗЕРА БАЙКАЛ.  
РИСК ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА ОТ ПОТРЕБЛЕНИЯ В ПИЩУ БОЛЬШОЙ ГОЛОМЯНКИ**

А. А. Мамонтов<sup>1</sup>, А. М. Мамонтов<sup>2</sup>, Е. А. Мамонтова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ФГБУН Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск,  
664033 Иркутск, ул. Фаворского 1а, Россия, [mamontov@igc.irk.ru](mailto:mamontov@igc.irk.ru)

<sup>2</sup>ФГБУН Лимнологический институт СО РАН, Иркутск,  
664033, Иркутск ул. Улан-Баторская 3, Россия, [mamontov@lin.irk.ru](mailto:mamontov@lin.irk.ru)

На основе полученных данных о содержании стойких органических загрязнителей в жире большой голомянки из озера Байкал, в четырех различных сценариях потребления этой рыбы в пищу, был рассчитан канцерогенный и неканцерогенный риск здоровью человека. Показана важность продолжения наблюдений за содержанием токсикантов в жире большой голомянки относительно когорты местного населения наиболее часто потребляющих в пищу жир этой рыбы.

Озеро Байкал является самым большим в мире хранилищем пресной воды. 1/5 часть не замороженных пресных вод содержится в трех его котловинах. Важность его вод отмечена признанием озера Байкал как самого большого в мире участка мирового наследия ЮНЕСКО в 1996 году. В связи с происходящими в настоящее время изменениями климата вполне реальным может стать сценарий, когда его воды станут источником питьевой воды не только для нашей страны, но и для других стран Евразии. Уже в настоящее время есть предложение китайской стороны о постройке трубопровода в Китай, а бутилированная вода Байкала продается фактически по всей России.

К сожалению, быстрое промышленное развитие человечества породило и значительное загрязнение экосистем различными вредоносными факторами и веществами. Большую озабоченность научной общественности вызывают стойкие органические загрязнители (СОЗ) – 30 веществ и/или групп веществ исключительно устойчивых в самых различных условиях окружающей среды, токсичные для большинства живых существ планеты и способные переноситься с воздушными или водными массами на сотни и тысячи километров от мест, где были произведены или использованы. Некоторые из них были признаны веществами способными вызывать онкологические заболевания в любых, даже самых малых концентрациях, так называемые вещества безпорогового действия. Для контроля таких веществ в воде, используются самое современное аналитическое оборудование, существует множество различных пробоотборных систем, способных концентрировать эти вещества непосредственно из водной среды и тем не менее, только живые организмы, обитающие в интересующей нас зоне, способны давать наиболее объективную информацию об интересующих нас СОЗ.

Результаты исследования риска населению от потребления жира большой голомянки в пищу человеком публикуемые в настоящей работе основываются на 20-ти летнем наблюдении за СОЗ в жире большой голомянки. Практически каждый год в ледовый период наивысших концентраций СОЗ в гидробионтах, с помощью высокоспецифичного способа лова пелагических рыб отбирались пробы большой голомянки и анализировались на содержание СОЗ. Более подробно с этими данными можно будет ознакомиться в статье, в настоящее время направленной в печать (Мамонтов и др. 2023)

Жир голомянки с давних пор использовался человеком в пищевых и технических целях (Коряков, 1964). Учитывая большое содержание полиненасыщенных жирных кислот, относящихся к семейству омега-3 в жире голомянки и жирорастворимых витаминов, было рекомендовано использовать его в составе пищевых продуктов в сочетании с растительными маслами (Чиркина и др., 2014) и в производстве лекарственных препаратов и биодобавок (Глызина и др., 2007).

Потенциальные риски для здоровья человека от воздействия исследованных СОЗ при возможном использовании голомянки в пищу взрослого человека и ее жира как лекарственное средство были рассчитаны в соответствии с Р 2.1.10.1920–04.

Рассмотрены четыре сценария:

- 1 сценарий – потребление человеком в пищу условно в среднем 10 г голомянки в день (или 3,65 кг в год) (для информации потребление рыбы и рыбопродуктов в среднем на человека в Иркутской области в 2021 г. составляло 25,6 кг (Винокурова, Найденова, 2021), т.е. в данном сценарии потребление голомянки не превысит 15% от общего потребления рыбы в среднем для жителя Иркутской области);
- 2 сценарий – потребление в пищу в среднем 1 г голомянки в день (или 365 грамм в год);
- 3 сценарий – 1 вариант использования жира голомянки в лечебных целях в дозировках как для рыбьего жира – 0,5 чайной ложки жира, 3 раза в день, не более 1 месяца в год ([https://www.vidal.ru/drugs/rybiy\\_zhir\\_forte\\_38335](https://www.vidal.ru/drugs/rybiy_zhir_forte_38335));
- 4 сценарий – 2 вариант использования жира голомянки в лечебных целях в дозировках как для рыбьего жира – 2 капсулы по 500 мг, 3 раза в день в течении 3 месяцев в год ([https://www.vidal.ru/drugs/fish\\_oil-teva\\_7158](https://www.vidal.ru/drugs/fish_oil-teva_7158)).

Суточное поступление ПХБ, ДДТ и его метаболитов, хлорданов и других СОЗ в рассмотренных сценариях экспозиции представлены в таблице 1.

Таблица 1. Суточное поступление отдельных групп и соединений СОЗ, содержащихся в голомянке, в организм человека (нг/кг в день)

Сценарий	Сумма ПХБ	Сумма ДДТ и метаболитов	$\alpha$ -ГХЦГ	Пентахлорбензол	ГХБ	Диэлдрин	Эндрин	Сумма хлорданов
1 сценарий	48,8	157	0,24	0,23	2,27	0,81	0,31	9,26
2 сценарий	4,90	15,7	0,024	0,023	0,23	0,08	0,031	0,93
3 сценарий	3,78	12,1	0,019	0,018	0,18	0,063	0,024	0,72
4 сценарий	9,15	29,4	0,046	0,044	0,43	0,15	0,059	1,74

Показатели неканцерогенного риска – индексы опасности (ИО) – рассчитаны для органов и систем–мишеней (центральная нервная (ЦНС), иммунная, эндокринная и репродуктивная системы, печень, почки, легкие, развитие) (табл. 2). Величина ИО больше 1 указывает на возможность появления нарушений со стороны органов и систем–мишеней. ИО больше 1 получены в 1 сценарии использования голомянки в пищу (10 г в день в течении жизни) для большинства органов и систем–мишеней, за исключением почек и легких. ИО для центральной нервной, иммунной, эндокринной и репродуктивной систем, печени и развития в основном обусловлены ПХБ (83–99 %), затем ДДТ и его метаболитами и компонентами хлордана (до 10 % и 5%, соответственно, в рисках возникновения заболеваний печени и органов эндокринной системы). Вклад ИО от экспозиции остальными соединениями не превышает 1 % в каждой группе соединений.

В сценариях экспозиции 2, 3 и 4 индексы опасности ниже 1. Это предполагает, что вероятность развития у человека вредных эффектов при ежедневном поступлении рассмотренных СОЗ в этих сценариях экспозиции в течение жизни незначительна и такое воздействие характеризуется как допустимое.

Таблица 2. Индексы опасности для органов и систем мишеней

Сценарий	ЦНС	Печень	Развитие	Эндокринная система	Иммунная система	Почки	Репродуктивная система	Легкие
1 сценарий	2,47	2,94	2,45	2,94	2,45	0,014	2,45	0,013
2 сценарий	0,25	0,29	0,24	0,29	0,24	0,001	0,24	0,001
3 сценарий	0,19	0,23	0,19	0,23	0,19	0,001	0,19	0,001
4 сценарий	0,46	0,55	0,46	0,55	0,46	0,002	0,46	0,002

Показатели канцерогенного риска – индивидуальный канцерогенный риск (ИКР) – составляют от  $1,34 \cdot 10^{-5}$  в 3 сценарии до  $1,73 \cdot 10^{-4}$  в 1 сценарии (табл. 3). ПХБ вносят более 50% в ИКР. Меньше вклад в ИКР у группы ДДТ и его метаболитов (26,7%, включая 21% за счет исходного вещества 4,4'-ДДТ), диэлдрин и компонентов хлордана (7,5 и 6,4%, соответственно).  $\alpha$ -ГХЦГ вносит наименьший вклад в ИКР. Однако, следует учитывать, что наиболее токсичным и способным к бионакоплению является другой изомер ГХЦГ –  $\beta$ -ГХЦГ, который не определялся в данном исследовании.

Пренебрежимо малым, не отличающимся от обычных, повседневных рисков принято считать ИКР ниже  $1 \cdot 10^{-6}$  (Р 2.1.10.1920–04). ИКР во 2, 3 и 4 сценариях экспозиции соответствует второму диапазону – верхней границе приемлемого риска. Данные уровни подлежат постоянному контролю. В некоторых случаях при таких уровнях риска могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению. В 1 сценарии ИКР соответствует уже третьему диапазону, который приемлем для профессиональных групп и неприемлем для населения в целом. Появление такого риска требует разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий.

Таблица 3. Индивидуальный канцерогенный риск (ИКР) от воздействия исследованных СОЗ, найденными в большой голомянке и относительный вклад отдельных групп СОЗ в суммарный ИКР

Сценарий	ИКР	Вклад отдельных СОЗ в суммарный ИКР (%)					
		Сумма ПХБ	ДДТ и его метаболиты	$\alpha$ -ГХЦГ	ГХБ	диэлдрин	хлорданы
1 сценарий	$1,73 \cdot 10^{-4}$	56,4	26,7	0,89	2,1	7,5	6,4
2 сценарий	$1,73 \cdot 10^{-5}$						
3 сценарий	$1,34 \cdot 10^{-5}$						
4 сценарий	$3,25 \cdot 10^{-5}$						

Таким образом, потребление голомянки в количестве 10 грамм в день или 3,65 кг в год в соответствии с 1 сценарием не рекомендуется из-за вероятности возникновения неканцерогенных и канцерогенных заболеваний у человека.

Кроме того, в голомянке ранее обнаружены также и другие токсичные соединения из числа СОЗ (ПХД/ДФ и диоксиноподобные ПХБ) (Mamontov et al., 1998). Включение в расчет показателей

неканцерогенных и канцерогенных рисков от воздействия ПХДД/Ф и диоксиноподобных ПХБ, а также  $\beta$ -ГХЦГ может увеличить показатели рисков при данных сценариях экспозиции. Следует также учитывать, что рассмотренные сценарии являются только частью многомаршрутной и многосредовой экспозиции человека стойкими органическими загрязнителями.

*Работа выполнена в рамках гранта № 075–15–2020–787 Министерства науки и высшего образования РФ на выполнение крупного научного проекта по приоритетным направлениям научно-технологического развития (проект «Фундаментальные основы, методы и технологии цифрового мониторинга и прогнозирования экологической обстановки Байкальской природной территории»).*

#### Список литературы:

1. Мамонтов А.А., Мамонтов А.М., Мамонтова Е.А. Результаты использования большой голомянки для биомониторинга пелагиали озера Байкал с 1997 по 2017 годы на предмет содержания стойких органических загрязнителей // Экологическая химия (в печати).
2. Коряков Е.А. Биология, ресурсы и хозяйственное значение голомянки. – М.: Наука, Труды Лимнологического института СО АН СССР, 1964, С. 3–74.
3. Glyzina O. Yu., Dzyuba E. V., Glyzin A. V. and Basharina T. N., Liposoluble Vitamins of Big Golomyanka (Comephoridae, Cottoidei) // Chemistry for Sustainable Development. – 2007. Vol. 15. – P. 653–655.
4. Чиркина, Т.Ф., Лузан В.Н., Ключникова Л.А. Перспективы использования голомянки в пищевой промышленности // Вестник ВСГУТУ. – Т.4 (49). – 2014. С. 59–61.
5. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. 143 с. (Р 2.3.10.1920–04).
6. Винокурова С.Н., Найденова А.Н. Потребление основных продуктов питания по Иркутской области за 2021 год. Территориальный орган Федеральной службы государственной статистики по Иркутской области. [https://38.rosstat.gov.ru/storage/mediabank/potrebl\\_osn\\_prod\\_pit\\_2021\(1\).html](https://38.rosstat.gov.ru/storage/mediabank/potrebl_osn_prod_pit_2021(1).html).
7. A.A. Mamontov, E.A. Mamontova, E.N. Tarasova, M.S. McLachlan and P.N. Anoshko. Assessment of PCDD, PCDF and PCB pollution in Lake Baikal using two species of sculpins: Comephorus baicalensis and Comephorus dybowskii // Organohalogen Compounds. – 1998. – Vol.39. – P. 319–322.

### ИММУНОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ФТАЛАТОВ В ОТКРЫТЫХ ВОДОЕМАХ

Л.И. Мухаметова<sup>1</sup>, М.Р. Каримова<sup>1</sup>, О.Г. Жарикова<sup>1</sup>, С.А. Еремин<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Химический факультет, Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, 119991, Москва, ул. Ленинские Горы, д. 3, [liliya106@mail.ru](mailto:liliya106@mail.ru)

<sup>2</sup>Федеральный исследовательский центр "Фундаментальные основы биотехнологии" РАН, 119071, Москва, Ленинский проспект, 33, [eremin\\_sergeri@hotmail.com](mailto:eremin_sergeri@hotmail.com)

В работе приводятся данные по разработке поляризационного флуоресцентного иммуноанализа для определения фталатов в образцах воды с использованием специально синтезированных флуоресцеин-меченного дибутилфталата и специфических антител на фталаты. Минимально определяемая концентрация дибутилфталата порядка 10 нг/мл. С использованием портативного поляризационного флуориметра Сентри-200 возможно проведение определения дибутилфталата в месте отбора проб воды. Показано, что данным методом возможно быстрое и простое определение сильно-загрязненных фталатами вод, водоемов и сточных вод предприятий.

Вода играет важнейшую роль для выживания многих живых организмов; поэтому доступность и качество воды вызывает серьезную озабоченность в обществе. По данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) на загрязненную воду приходится почти 40% заболеваемости во всем мире [1]. Несмотря на различные меры и усилия по защите качества воды, неконтролируемое загрязнение воды, вызванное деятельностью человека, стало серьезной экологической проблемой, которую необходимо серьезно решать путем выявления загрязняющих веществ и способов их обнаружения. Большое количество антропогенных загрязняющих веществ (фармацевтические препараты, пестициды, фталаты) выбрасывается в окружающую среду из промышленных, коммерческих, бытовых и сельскохозяйственных источников, что приводит к загрязнению поверхностных вод, что, в свою очередь, не только угрожает водной флоре и фауне, но и влияет на здоровье человека. Несмотря на то, что большинство микрозагрязнителей присутствует в поверхностных водах в низких концентрациях, очистка воды не всегда приводит к полному их устранению, а длительное употребление плохо очищенной воды приводит к их накоплению в организме и увеличивает опасность для здоровья человека. Мониторинг речной воды на наличие органических или неорганических микрозагрязнителей привлекает внимание исследователей для понимания уровней их загрязнения и в разработке стратегий смягчения последствий.



Большой экологической проблемой стало повсеместное употребление изделий из пластика (упаковка пищевых продуктов, пластиковые бутылки, отделочные материалы, игрушки, медицинские изделия и т.д.). Для придания пластику гибкости чаще всего используется дибутилфталат (ДБФ) – сложный эфир фталевой кислоты, который является самым распространенным пластификатором, применяемым в производстве пластмассовых изделий. Обычно ДБФ добавляют от 10% до 60% к массе полимера. Изготовление мягкой игрушки, может потребовать и более высокого содержания ДБФ. Поскольку фталаты химически не связаны с пластиком, то ДБФ легко из него высвобождается и попадает в продукты питания и окружающую среду, что загрязняет воду, почву, воздух и пищевые продукты [2]. Было показано, что ДБФ способен накапливаться в организме человека, что приводит к общему гормональному сбою, негативно влияет на работу почек и печени, может провоцировать рак, разрушать эндокринную систему и снижать фертильность [3]. Поскольку ДБФ представляет большую угрозу для здоровья человека, а также представляет опасность для окружающей среды, он был отнесен к категории опасных веществ, подлежащих приоритетному контролю.

Допустимые уровни фталатов в воде и продуктах питания нормативно регулируются. В России установлена предельно допустимая концентрация (ПДК) дибутилфталата в воде, которая составляет 0,2 мг/л [4].

В настоящее время для анализа фталатов в основном используются хроматографические методы, например, такие как высокоэффективная жидкостная хроматография или газовая хроматография с различными видами детекции. Данные аналитические методы позволяют проводить точный, чувствительный и количественный анализ. Однако они требуют дорогостоящих приборов, высококвалифицированных специалистов и сложной обработки образцов, что не может удовлетворить требованиям быстрого обнаружения токсикантов вне стен лаборатории.

Таким образом, разработка чувствительных и селективных аналитических методов для выявления фталатов, в частности ДБФ, имеет большое значение для контроля их содержания в водах открытых водоемов. Особенную значимость будут иметь методы, которые позволяют проводить данные исследования вне стен лаборатории.

Иммунные методы анализа имеют большие преимущества над хроматографическими благодаря относительно низкой стоимости и простоте исполнения [5]. Для определения ДБФ известны их разные форматы: иммуноферментные анализы (ИФА) [6], иммунохроматографические (ИХА) и поляризационный флуоресцентный иммуноанализ (ПФИА) [7].

В основе метода ПФИА лежат такие понятия как флуоресценция и поляризация света. При фиксированной температуре и вязкости раствора величина поляризации флуоресценции зависит от эффективного молекулярного размера флуорофора. Для малых молекул, осуществляющих в растворе быстрое броуновское вращение, например, меченного флуоресцентной меткой низкомолекулярного антигена (трейсера), значение поляризации флуоресценции низкое. При связывании флуоресцентно меченного с антителами, движение такой частицы замедляется в растворе и значение поляризации флуоресценции увеличивается [8].

Первоначально ПФИА имел достаточно ограниченное применение из-за отсутствия приборов для измерения поляризации флуоресценции. В настоящее время доступны простые и надежные приборы, в том числе портативный прибор Sentry 200 (Ellie LLC, USA), позволяющий осуществлять измерения вне стен лаборатории. Принцип работы прибора для измерения поляризации флуоресценции достаточно прост. Вертикально поляризованный свет, попадая в кювету, возбуждает флуорофор, который, возвращаясь в основное состояние, выделяет энергию в виде излучения. Данное излучение проходит через вертикально и горизонтально ориентируемые поляризаторы, и затем регистрируется детекторами. С помощью полученных значений интенсивности излучения ( $I_h$  – интенсивность излучения, прошедшего через горизонтальный поляризатор,  $I_v$  – через вертикальный поляризатор) рассчитывается поляризация флуоресценции  $P$ , представляющая собой безразмерную величину [8]:

$$P = \frac{I_v - I_h}{I_h + I_v} \quad (1)$$

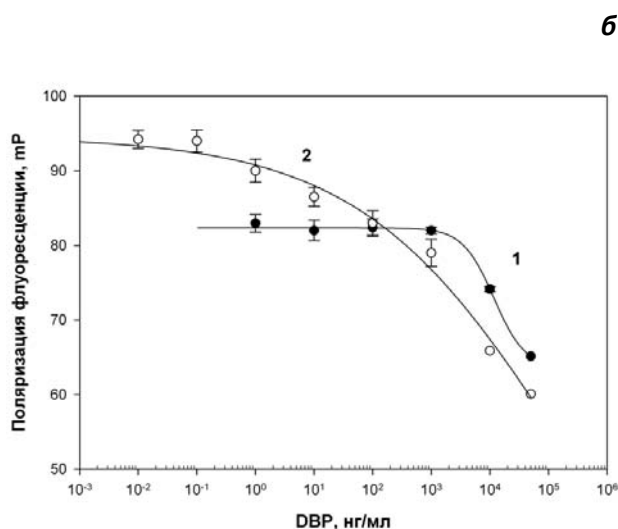
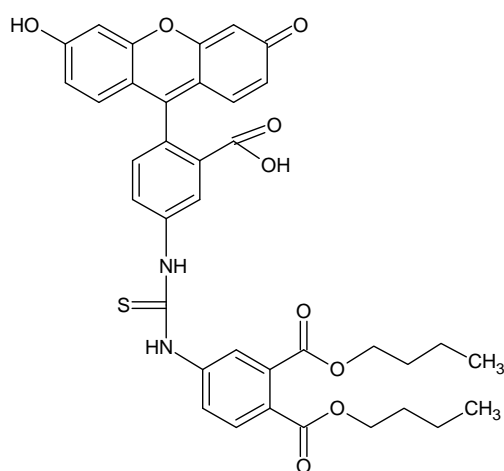
Метод поляризационно-флуоресцентного иммуноанализа позволяет с высокой специфичностью и чувствительностью определять низкомолекулярные аналиты в гомогенной среде без разделения. ПФИА имеет ряд существенных преимуществ перед другими иммунными методами: возможность автоматизации системы анализа, большая точность, стабильность метки, меньшая подверженность влиянию температуры и pH среды, характерному для фермент-субстратных реакций, а также быстроту и простоту проведения анализа.

Принцип конкурентного формата ПФИА заключается в конкуренции определяемого вещества и вещества меченного флуоресцентной меткой (трейсера) за связывание с ограниченной концентрацией антител и определении степени поляризации флуоресценции трейсера. При увеличении в образце определяемого соединения, сигнал поляризации флуоресценции уменьшается. Метод ПФИА довольно прост в постановке и заключается в добавлении к исследуемому образцу (обычно 10–50 мкл) аликвоты трейсера и раствора антител, инкубации в течение нескольких минут и измерении поляризации флуоресценции с помощью поляризационного флуориметра. Общее время анализа с пробоподготовкой составляет всего несколько минут.

В настоящей работе был синтезирован конъюгат с аминопроизводным дибутилфталата (4-амино-ДБФ) с флуоресцеин изотиоцианнатом (ФИТС) – ДБФ-ФИТС (рис. а). Были получены иммуногены для

иммунизации кроликов: конъюгаты бычьего сывороточного альбумина и соевого ингибитора трипсина с аминокислотным дибутилфталатом (4-амино-ДБФ). Кролики были иммунизированы по обычной схеме и получены по три антисыворотки АнтиДБФ-БСА и АнтиДБФ-СИТ после трех циклов иммунизации.

Было изучено связывание антисывороток с конъюгатом ДБФ-ФИТС. Для этого был приготовлен рабочий раствор трейсера ДБФ-ФИТС, интенсивность которого превосходила фоновый сигнал в 20 раз. К 0,5 мл раствора трейсера добавляли 0,5 мл антисыворотки с разведением в 200 раз, пробирку помещали в портативный флуориметр Sentry-200 и измеряли сигнал поляризации флуоресценции с течением времени. Было показано, что при добавлении антисывороток после третьего цикла иммунизации наблюдали максимальное увеличение сигнала поляризации флуоресценции, что свидетельствует об образовании антител против ДБФ. Полное связывание достигалось за 10–15 мин инкубации при комнатной температуре. В дальнейшем при изучении связывания антисывороток с ДБФ-ФИТС сигнал поляризации флуоресценции мы измеряли после 15 мин инкубации. Нами также была изучена стабильность сигнала поляризации флуоресценции в течение 4 часов и показано, что изменение сигнала за это время не превышало 1–2 единицы. Данные антисыворотки АнтиДБФ-БСА и АнтиДБФ-СИТ после третьего цикла иммунизации были использованы нами для построения калибровочных зависимостей определения ДБФ. Кроме того, была проверена специфичность связывания трейсера ДБФ-ФИТС с неиммунной антисывороткой и показано, что значение поляризации флуоресценции трейсера при этом практически не изменялось, что свидетельствует о высокоспецифичном связывании данного трейсера только с антителами полученными против ДБФ-БСА (или СИТ).



**Рисунок.** Структура трейсера (а) и калибровочная зависимость для определения ДБФ (б), полученных при использовании антисывороток АнтиДБФ-БСА (1) и АнтиДБФ-СИТ (2).

Нами были оптимизированы условия проведения ПФИА, для этого получены калибровочные кривые и определены аналитические характеристики метода при различных разведениях антисывороток. В стеклянные пробирки вносили по 500 мкл стандартных растворов различных концентраций ДБФ в 5% метаноле (0 – 10000 нг/мл) и 500 мкл раствора конъюгата ДБФ-ФИТС с выбранной оптимальной концентрацией. Затем добавляли 50 мкл раствора с антисыворотками АнтиДБФ-БСА или АнтиДБФ-СИТ, так чтобы конечное разведение антисывороток в реакционной смеси составляло 400 раз, затем через 15 мин проводили измерение на портативном флуориметре Sentry-200. Каждое измерение проводилось в трех повторях. По результатам измерений нами была получена зависимость сигнала поляризации флуоресценции от концентрации ДБФ (калибровочную кривую) с использованием полулогарифмической шкалы для концентрации ДБФ, которая была аппроксимирована с помощью четырехпараметрической сигмоидной кривой (2), используя программное обеспечение Sigma Plot 11 (Systat Software Inc., USA, США).

$$mP = mP_0 + \frac{mP_{\max} - mP_0}{(1 + \frac{[DBP]}{IC_{50}})^{Hillslope}} \quad (2)$$

где  $mP$  – измеряемый сигнал поляризации флуоресценции,  $mP_0$  – поляризация свободного трейсера,  $mP_{\max}$  – сигнал поляризации флуоресценции для комплекса АнтиДБФ-БСА(СИТ)/ДБФ-ФИТС в отсутствии ДБФ,  $IC_{50}$  – концентрация ДБФ при которой происходит 50% изменение сигнала поляризации флуоресценции, Hillslope – наклон Хилла.

Как видно из представленного рисунка (б), калибровочная зависимость для определения ДБФ с использованием пары иммунореагентов АнтиДБФ–СИТ/ДБФ–ФИТЦ предпочтительнее, чем с антителами полученными против конъюгата ДБФ–БСА. Предел обнаружения составил 10 нг/мл, линейный диапазон от 100 до 50000 нг/мл.

Специфичность ПФИА была изучена при оптимальных условиях. Кроссреактивность (CR) была определена по следующему уравнению:

$$CR\% = \frac{IC_{50\text{ДБФ}}}{IC_{50\text{фталат}}} \cdot 100\% \quad (3)$$

где величина  $IC_{50}$  была определена из конкурентной калибровочной зависимости для дибутилфталата и других фталатов, которые могут быть использованы в качестве пластификаторов: ДМФ, ДЭФ, ДизоБФ, ДЭГФ, ББФ и их метаболиты монофталаты: ММФ, МБФ и МГФ.

Однако % CR для всех ди и моноэфиров составил менее 0,1%, что свидетельствует о высокоспецифичном анализе именно для ДБФ.

Разработанная нами методика ПФИА определения ДБФ была проверена методом введено/найдено. Результаты представлены в таблице.

Таблица. Апробация методики ПФИА методом введено/найдено в реальных водах открытых водоемов

Образец	Введено, нг/мл	Найдено, нг/мл	% открытия
1	100	126±1	126±2
	300	285±3	95±3
2	100	114±2	114±2
	300	270±2	90±4

Как видно из приведенной таблицы процент открытия составил 90–126%, что подтверждает, что данный метод может быть использован для определения ДБФ в реальных образцах воды.

С помощью разработанной методики ПФИА обнаружения были проверены 30 образцов воды, отобранных в разных местах Онежского озера, и сточных вод. Во всех испытуемых образцах содержание фталатов находилось либо на пределе чувствительности метода, либо не определялось вовсе.

Таким образом, в данной работе разработана методика определения важнейшего загрязнителя окружающей среды дибутилфталата с помощью поляризационно флуоресцентного иммуноанализа, точность метода проверена тестом введено–найдено и протестированы реальные образцы воды. Данная методика может быть использована непосредственно на месте определения загрязнения фталатами при использовании портативного прибора Sentry–200, время измерения составляет всего 15 мин.

*Работа выполнена при поддержке грант Российского Научного Фонда 21–14–00306.*

#### Список литературы:

1. Machineni L. Review on biological wastewater treatment and resources recovery: attached and suspended growth systems. *Water Sci. Technol.*, 80 (2019), pp. 2013–2026.
2. Усков Т.Н.. Содержание фталатов в воде Новосибирского водохранилища в разные гидрологические периоды. *ВОДА: ХИМИЯ и ЭКОЛОГИЯ*, 3, март 2013 г. с. 100–105.
3. Li E.H., Xu B.H., Wei H.B., Bai Y.C., Zhang Q., Yu W.W., Xu Z.H., Qi X.L., Zhang D.H., Wang H. Molecular mechanism of di-n-butyl phthalate promotion of bladder cancer development // *Toxicol In Vitro*. 2023. V. 86. P.105508. doi: 10.1016/j.tiv.2022.105508.
4. САНПИН 1.2.3685–21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания // Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Зарегистрировано в Минюсте России 29 января 2021 г. N 62296. 2021. P. 229.
5. Чиганова М.А., Шанин И.А., Еремин С.А., Баренбойм Г.М. Современные подходы в системе выявления лекарственного загрязнения вод, включая применение методов иммунохимического анализа. *ВОДА: ХИМИЯ и ЭКОЛОГИЯ*, № 12 декабрь 2015. С. 64–76.
6. Lei Li, Mingcui Zhang. Development of immunoassays for the determination of phthalates. *Food Agric. Immunol.* 31(1), 303–316 (2020). <https://doi.org/10.1080/09540105.2020.1721439>.
7. Барановская В. С., А. Н. Берлина, С. А. Еремин. Методика поляризационного флуоресцентного иммуноанализа для определения дибутилфталата в воде. *Журнал Аналитической химии*, 77(4), 384–390 (2022). In Rus. DOI: 10.31857/S004445022204003X.
8. Мальцева Л.Н., Мухаметова Л.И., Еремин С.А. Поляризационный флуоресцентный иммуноанализ для количественного определения органических соединений. *ЛАБОРАТОРИЯ И ПРОИЗВОДСТВО*, №6 (15), 78–86 (2020), DOI: 10.32757/2619–0923.2020.6.15.78.86.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ЛАБОРАТОРНОГО БИОТЕСТИРОВАНИЯ: СВЯЗЬ С СИТУАЦИЯМИ В ЭКОСИСТЕМАХ

А.С. Олькова

<sup>1</sup>ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет», Киров,  
610000 ул. Московская, д. 36, Киров, Кировская обл., *morgan-abend@mail.ru*

Рассмотрено значение результатов биотестирования природных и модельных сред для охраны окружающей среды и прогноза экосистемных эффектов. Методы биотестирования, основанные на реакциях одного тест-организма, используются для разработки природоохранных нормативов, оценки специфического действия веществ и их смесей, возможен прогноз популяционных эффектов за счет проведения испытаний на нескольких поколениях лабораторных организмов. С помощью биотестов, проводимых в микрокосмах, выявляются каскадные эффекты, влияние на структуру сообщества и эффекты биомagniфикации. Таким образом, лабораторные токсикологические испытания занимают важное место в системе экологического мониторинга окружающей среды.

Критика результатов биотестирования водных сред с моделируемым загрязнением, а также природных вод, отобранных непосредственно в окружающей среде, сводится к тому, что строгая связь между реакциями лабораторных тест-организмов и процессами, развивающимися в природных экосистемах, не прослеживается.

Целью данной работы была демонстрация практического значения результатов биотестирования для дальнейшей оценки и/или прогноза экосистемных эффектов загрязнения.

Выполняли анализ научных достижений, полученных методами биотестирования с использованием монокультур тест-организмов, а также фактов и закономерностей, показанных в лабораторных микрокосмах. Практическое значение для охраны и мониторинга природных экосистем определяли наличием регламентированных природоохранных протоколов, основанных на результатах биотестирования, а также возможностью прогноза экосистемных эффектов.

Биотестирование с использованием одного биологического вида позволяет оценивать эффекты на уровне организма и условной модельной популяции тест-организмов (табл. 1).

Таблица 1. Практическое значение биотестов с помощью одного биологического вида

Эффекты	Получаемые характеристики	Значение для охраны и мониторинга экосистем
Организменные: – молекулярно-генетические – биохимические – морфо-физиологические	– индексы токсичности – EC <sub>50</sub> , EC <sub>90</sub> – LD <sub>50</sub> , LD <sub>90</sub>	– природоохранные нормативы (ПДК, ОДК) – Специфика действия (цитотоксичность, нейротоксичность и т.п.) – Эффекты смесей веществ (синергизм, аддитивное действие, антагонизм)
Условно популяционные: – плодовитость – половая структура – половые различия	– абсолютные значения показателя – относительные значения показателя (к контролю)	Прогноз популяционных эффектов в экосистемах

Среди показанных функций биотестирования, разработка природоохранных нормативов относится к одной из самых значимых, ставшей основой соответствующих национальных и международных протоколов. При этом значение имеет не только установление количественного предела содержания вещества в компоненте среды, но и экспериментальное выявление организмов, реакции которых оказались максимальными. Так, согласно анализу [1] молодь и взрослые особи рыб, а также зоопланктонные ракообразные чаще всего становятся лимитирующими тест-организмами при установлении ПДК воды.

Исследование молекулярно-генетических ответных реакций в лабораторных условиях часто не показывает принципиально новых экосистемных закономерностей. Например, анализ экспрессии генов у *Daphnia magna* Straus подтвердил протекторное действие жесткости воды в отношении меди. При этом были показаны механизмы этого известного явления, которое имеет практическое значение – биомаркировку действия тяжелых металлов на гидробионтов: гены металлотионеина (А и В), каталазы и ферритина являются потенциальными биомаркерами токсического действия меди независимо от жесткости [2].

Биотесты, основанные на оценке морфо-физиологических реакций, подвергаются критике не только с точки зрения слабой связи наблюдаемых эффектов с экосистемными процессами, но и с позиций надежности таких «конечных точек» как размер особей или их отдельных частей тела, их окраска, физиологическая активность и связанные с ней функции. В частности, основой мнений о низкой чувствительности двигательных реакций *D. magna* было то, что на перемещение в пространстве дафния тратит меньше энергии, чем на другие физиологические процессы. В настоящее время доказано, что

двигательная активность и производные от нее тест-функции являются редким примером связи со спецификой действия токсикантов – нейротоксичностью [3].

В наших исследованиях показано, что один из лучших вариантов биотестирования, дающих прогноз экосистемных процессов, – системное биотестирование, включающее оценку последовательно проявляющихся ответных реакций тест-организма [4]. Такой подход может применяться к оценке сублетальных и отсроченных эффектов веществ, в том числе у нескольких поколений модельных популяций.

Биотесты, проводимые с помощью моделирования лабораторных микрокосмов, сложнее в реализации, но позволяют наблюдать эффекты, характерные для естественных сообществ (табл. 2).

Таблица 2. Отличительные особенности биотестирования в микрокосмах

Варианты микрокосмов	Эффекты	Значение для охраны и мониторинга экосистем
Продуцент + консумент	– каскадные эффекты, не равные прямой токсичности веществ(а); – биомагнификация	Пересмотр природоохранных нормативов (ПДК, ОДК)
Мультивидовые микрокосмы	– структура сообщества	Доказательство влияния вещества при изолировании других факторов

Наиболее простые варианты микрокосмов, состоящие, например, из макрофитов и водных моллюсков, одноклеточных водорослей и низших ракообразных, дали понятие о каскадировании эффектов вредных веществ по трофическим уровням. Их механизм может заключаться в токсическом действии на пищевой ресурс консумента и/или биоаккумуляции токсиканта на уровне продуцентов. В любом случае, так обнаруживаются эффекты, отличающиеся от прямого токсического действия и часто их превосходящие.

Мультивидовые микрокосмы моделируют как все трофические уровни, так и могут представлять собой отдельный трофический уровень. Первый подход имеет задачи, описанные выше; основной задачей второго подхода является изучение изменения структуры сообщества под влиянием негативного фактора. За счет этого можно подтвердить устойчивость или чувствительность отдельных видов, доказать смену доминантных видов за счет действия какого-либо вещества. Например, методом микрокосмов было доказано, что снижение плотности и разнообразия мейофауны в прибрежных экосистемах у северных берегов Чили связано с воздействием отходов медных рудников [5].

Биотестирование с использованием микрокосмов имеет высокое практическое значение для понимания биологических эффектов, путей биологической миграции, геохимической трансформации сложнотрофических загрязнителей, таких как разливы нефти, комбинации органического и минерального загрязнения, поступление в водную среду микропластика и других наноразмерных частиц.

Таким образом, необходимо строго определять цели биотестирования. Для биоанализов природной воды – это токсикологическая оценка конкретной пробы, характеризующейся временем и методом её отбора. Другая сторона биотестирования – модельные лабораторные испытания – не менее важна. С их помощью разрабатываются нормативы химических воздействий на окружающую среду, ведется поиск биомаркеров для ранней диагностики изменений в экосистемах, на основе доказанных экосистемных рисков принимается решение о природоохранных мероприятиях.

#### Список литературы:

1. Филенко О.Ф., Терехова В.А. Экологическое предназначение биотестирования: информативность и универсальность // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии : материалы междунар. симп. и шк., г. Москва, 25–28 октября 2016 г. Москва: МГУ, 2016. С. 232–239.
2. Chupani L., Sjöberg V., Jass J., Olsson P.–E. Water Hardness Alters the Gene Expression Response and Copper Toxicity in *Daphnia magna* // Fishes. 2022. Vol. 7(5). P. 248. <https://doi.org/10.3390/fishes7050248>.
3. Brown R.E., Bolivar S. The importance of behavioural bioassays in neuroscience // Journal of Neuroscience Methods. 2018. Vol. 300. P. 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.jneumeth.2017.05.022>.
4. Олькова А.С. Разработка стратегии биотестирования водных сред с учетом многофакторности ответных реакций тест-организмов. Дисс. на соискание ...д-ра биол. наук. Владимир: Владимирский государственный университет имени Александра Григорьевича и Николая Григорьевича Столетовых. 2020. 358 с.
5. Lee M.R., Correa J.A. An assessment of the impact of copper mine tailings disposal on meiofaunal assemblages using microcosm bioassays // Marine Environmental Research. 2007. Vol. 64. Iss. 1. P. 1–20, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.11.001>.

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЦИТОТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК Г. ИЖЕВСКА С ПОМОЩЬЮ ALLIUM-ТЕСТА

В.В. Перминова, Н.В. Холмогорова

Удмуртский государственный университет,  
426034, Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Университетская 1, корпус 1, [nadjaholm@mail.ru](mailto:nadjaholm@mail.ru)

Результаты проведенного исследования свидетельствуют о том, что донные отложения исследуемых рек Ижевска проявляют цитотоксичность. Продемонстрировано, что наибольшее угнетение испытывает экосистема реки Иж ниже плотины Ижевского водохранилища. В более благоприятных условиях находятся бассейны рек Подборенка и Карлутка. Полученные экспериментальные данные позволяют считать, что *Allium*-тест может быть применен в рамках биомониторинга окружающей среды.

Антропогенное воздействие на гидросферу приводит к повсеместному росту токсического загрязнения водных систем. Проблема сохранения чистоты внутренних водоемов – одна из основных среди современных глобальных экологических проблем. Следствием накопления в водоемах разнообразных химических веществ является миграция и трансформация токсикантов, их перенос по трофическим цепям, синергическое и антагонистическое действие в многокомпонентных системах. Химические элементы, сами по себе не мутагенные, при взаимодействии в водной среде могут образовывать соединения, оказывающие генотоксическое действие.

Цель данной работы – оценка суммарной мутагенной активности донных отложений малых рек г. Ижевска с использованием в качестве тест-системы лука репчатого (*Allium cepa* L.).

Для достижения указанной цели решались следующие задачи:

1. Анализ особенностей роста придаточных корней *Allium cepa* в водных вытяжках донных отложений рек г. Ижевска;
2. Исследование патологии митоза в клетках меристемы зародышевых и придаточных корней *Allium cepa*;
3. Сравнение цитотоксичности донных отложений рек Иж, Карлутка и Подборенка.

Река Иж загрязняется сточными водами Ижевского промузла, среди которых преобладают сбросы машиностроительной, оборонной, электротехнической промышленности и коммунального хозяйства [1].

Долина реки Подборенки одно из первых заселенных мест в Ижевске. На данный момент 62.6% водосборного бассейна застроено различными промышленными и жилыми объектами. Подборенка полностью протекает по урбанизированной территории.

Река Карлутка полностью протекает по территории города Ижевска, при этом бассейн реки включает густонаселенную и застроенную центральную и юго-восточную части города. В результате постоянных и интенсивных сбросов сточных вод, на участках реки, которые являются заросшими и замусоренными, при слабых скоростях течения воды, возможно формирование устойчивых зон загрязнения [2]. На основании химического анализа донных отложений и результатов биоиндикации по макрозообентосу, в среднем течении реки Карлутки выявлена зона устойчивого загрязнения, также значительное ухудшение экологического состояния отмечается в нижнем течении [3].

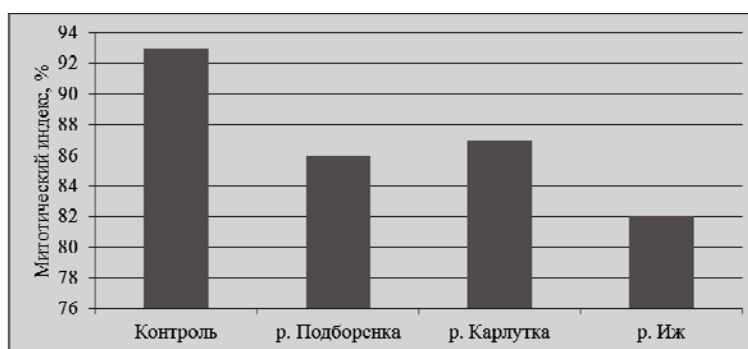
Материалом исследования служили пробы донных отложений малых рек г. Ижевска. Всего отобрано 15 образцов: 5 на р. Подборенка; 5 на р. Карлутка и 5 на р. Иж. В качестве контроля использовали донные отложения верхнего течения реки Вала (Можгинский район Удмуртской Республики). Пробы донных отложений отбирались дночерпателем ДАК-100 вблизи берега из верхнего слоя толщиной 20 см, и хранились при температуре 4–5°C. О токсичности судили на основании биотестирования водных вытяжек. Для приготовления водной вытяжки каждую пробу смешивали с водопроводной водой в объемном соотношении 1:4, встряхивали в течение 2 часов, затем отстаивали в течение 1 часа.

Лук сорта Штутгартен выращивали в течение недели при комнатной температуре. Корни фиксировали по методу Кларка в смеси 96% этанола и уксусной кислоты (3:1). Материал хранили в 70% этиловом спирте при температуре +4°C. Цитологический анализ митоза в клетках корневой меристемы проводили на микроскопе при увеличении 10x100 на временных давленных препаратах после окрашивания ацетоарсеином. В процессе лабораторного опыта, фиксировали частоту аномальных и нормальных митозов в клетках корневых меристем лука репчатого [4, 5].

В качестве характеристики уровня загрязнения донных отложений токсическими веществами, рассматривали содержание нефтепродуктов в донных отложениях малых рек г. Ижевска. Концентрация нефтепродуктов значительно выше в Иже (1710–23050 мг/кг) и Карлутке (367–20100 мг/кг) [3], в Подборенке их содержание гораздо меньше (231–2680 мг/кг), но также относится к экстремальному. Повышенное содержание нефтепродуктов в донных отложениях обусловлено наличием на берегах рек крупных заводов, гаражей и смывов с городских территорий. По концентрации нефтепродуктов в донных отложениях, реки Иж и Карлутка статистически значимо отличаются от контроля ( $p < 0.0001$ ).

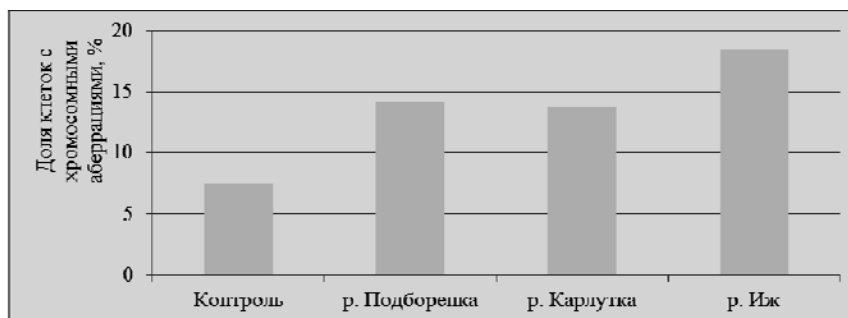


Влияние донных отложений малых рек г. Ижевска на пролиферативную активность клеток меристемы *Allium cepa* представлены на рисунке 1.



**Рис. 1.** Средние показатели митотического индекса в клетках апикальной меристемы лука, выращенного на вытяжках из донных отложений разных рек.

Митотический индекс рек Подборенка, Карлутка и Иж значительно ниже по сравнению с контролем. Наибольшее угнетение митозов в клетках отмечено на донных грунтах р. Иж. На всем протяжении река принимает загрязненные стоки с городских улиц и промышленных площадок. Можем предположить, что в донных отложениях содержатся токсиканты, влияющие на интенсивность деления клеток, чем выше значение, тем интенсивнее происходит процесс деления клеток.



**Рис. 2.** Частота хромосомных aberrаций в клетках апикальной меристемы корешков лука *Allium cepa*.

Частота хромосомных aberrаций в меристематических клетках проростков корешков лука *Allium cepa* представлена на рисунке 2. Наиболее часто встречались хромосомные aberrации типа мост и отставшие хромосомы, реже встречались парные фрагменты.

Сравнивая частоту хромосомных перестроек под влиянием донных отложений малых рек г. Ижевска можно выделить следующее, процент мутаций, отобранных на р. Иж значительно выше (максимум 19%), чем на р. Подборенка и р. Карлутка, где максимум составляет 15.4 % и 16% соответственно. Основной предпосылкой для возникновения хромосомных aberrаций является появление в клетке двунитевых разрывов ДНК, то есть разрывов обеих нитей спирали ДНК в пределах нескольких пар оснований. Двунитевые разрывы ДНК возникают в клетке под действием различных мутагенных факторов физической или биологической природы.

Выводы:

1. Анализ особенностей роста придаточных корней (длина, биомасса) *Allium cepa* в водной вытяжке из донных отложений малых рек г. Ижевска не показал значимых отличий с контролем.

2. Исследовав патологию митоза в клетках меристемы зародышевых и придаточных корней *Allium cepa*, можно выделить следующее, митотический индекс на всех станциях значительно ниже по сравнению с контролем, наибольшую антропогенную нагрузку испытывает р. Иж, митотический индекс которой составляет 82% по сравнению с контролем, можно предположить, что на всех изученных станциях пробы донных отложений содержат вещества, влияющие на пролиферативную активность меристемы проростков корешков лука репчатого.

3. Сравнивая цитотоксичность донных отложений малых рек г. Ижевска можно отметить значительное увеличение частоты хромосомных aberrаций в Подборенке и Карлутке почти в 2 раза, на Иже почти в 2.5 раза по сравнению с контролем. Наличие токсикантов, присутствующих в донных отложениях, индуцирует различные типы нарушений клеточного цикла, включающие как процессы подготовки клетки к делению, так и сам процесс митоза.

#### Список литературы:

1. О состоянии и об охране окружающей среды в Удмуртской Республике в 2013 г.: Государственный доклад. Ижевск, 2014. 262 с.
2. Гагарина О.В., Куртеев А.Г. Исследование разбавления сточных вод в городских реках, попадающих под воздействие организованных источников загрязнения в условиях повышенного гидрохимического фона (на примере реки Карлутка в пределах города Ижевска) // Вестник Удмуртского университета. Биология. Науки о Земле. 2017. Т.27, вып. 4. С. 427–436.
3. Каргапольцева И.А., Холмогорова Н.В., Сырых И.В. Оценка экологического состояния реки Карлутки г. Ижевска // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы : материалы VII Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти д.б.н., проф. Б. А. Флерова. (Борок, 16–19 сентября 2020 г.). – Ярославль: Филигран, 2020. С. 90–92.
4. Дубинина Л.Г. Мутагенная активность донных отложений природных и искусственных водоемов Астраханской области // Генетика. Т. 32. 1996. № 4. С. 584–589.
5. Прохорова И.М. Растительные тест–системы для оценки мутагенов. Ярославль: ЯрГУ, 1988. 13 с.

### МОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ МОРФО–ПАТОЛОГИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

Ю.С. Решетников

*Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н.Северцова РАН,  
г. Москва, Ленинский проспект 33, ysreshetnikov@gmail. com*

Предложен новый метод экспертной оценки состояния особи, популяции и всей рыбной части сообщества водоема на основе патологоанатомических и экологических показателей рыб. Предложен интегрированный индекс неблагоприятного состояния (ИНС), который в виде одного числа выражает состояние особи. Показано, что самцы и самки по этому показателю практически не различаются, но он выше у старых рыб, поскольку с возрастом происходит накопление в организме рыб вредных веществ и разного рода аномалий, этот показатель выше у хищных рыб, чем у бентофагов и эврифагов. ИНС отдельных популяций различается в зависимости от степени загрязнения водоема и хорошо коррелирует с содержанием тяжелых металлов в теле рыб. На основе этого индекса на примере водоемов в окрестностях комбината «Североникель» выявлено 3 зоны: экологического кризиса, экологического бедствия и относительного экологического благополучия. Приводятся результаты анализа этим методом рыб Мурманской области, бассейна Печоры и некоторых водоемов Сибири.

В связи с усилением влияния хозяйственной деятельности человека на наземные и пресноводные экосистемы насущными проблемами во всем мире стали загрязнение больших территорий промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми стоками, атмосферный перенос загрязнений на большие расстояния, "кислотные дожди", радиоактивное загрязнение, потеря биологического разнообразия [1–4]. Во многих пресноводных экосистемах наблюдаются сукцессионные изменения в структуре рыбной части сообщества, поэтому сразу возникла проблема описания этих изменений в популяциях животных и возникла необходимость дать оценку ущерба [5–7].

Особую тревогу вызывает состояние водоемов в промышленных зонах, где кумулятивный эффект всех видов загрязнений наиболее велик. Здесь наблюдаются большие сукцессионные изменения водных экосистем вплоть до их полного уничтожения. Загрязнение самой воды и обитателей водоемов ставит под вопрос возможность хозяйственного использования последних.

Первоочередная задача научных исследований – обнаружение зон экологического кризиса и экологического бедствия. Есть несколько методов выявления таких зон, прежде всего – химические методы определения вредных веществ в окружающей среде, расчет критических нагрузок и ПДК. Однако оценка качества среды путем определения концентрации каждого загрязнителя и его токсичности является крайне дорогостоящей и дает мало сведений для понимания патогенного влияния на популяции и сообщества. Между тем хорошо известно, что само состояние водных гидробионтов и интегральная биологическая оценка "здоровья" экосистем может служить обобщенным показателем степени экологического благополучия водоема. Рыбы, как последнее звено в трофической цепи водоемов, в ряде случаев представляют собой хорошие тест–объекты. Есть несколько подходов к оценке воздействия токсикантов на рыб [2–7]. Предварительно проведенные исследования и наш опыт работы на сиговых и хищных рыбах Кольского полуострова позволили предложить новый метод экспертной оценки и новый индекс неблагоприятного состояния (ИНС), который объединяет в себе патологоанатомические, морфометрические, экологические и некоторые физиологические показатели рыб. Метод прост и может быть широко использован в обычных ихтиологических исследованиях при контроле за изменениями в естественных экосистемах при любых видах антропогенного воздействия. На основе его применения можно быстро провести анализ состояния рыб на большой площади, выявить зоны экологического кризиса и экологического бедствия [7, 5].



В основу нашего исследования был положен полевой метод визуальной оценки изменений морфологических показателей рыб, применяемый при обычных ихтиологических работах. При необходимости и выявления деталей часто использовали бинокляр и микроскоп. Все изменения (аномалии) во внешней морфологии рыб контролировались определением отложений тяжелых металлов в мышцах, печени, почках и скелете [1, 5, 7].

Основными "воротами" попадания в организм рыб и местами накопления в нем загрязняющих веществ являются дыхательная (жабры), пищеварительная (желудочно-кишечный тракт, печень и желчный пузырь) и выделительная (почки) системы; кроме того происходит накопление их в кожных покровах, мышцах, скелете и в селезенке. Все эти органы тщательно осматривались и оценивались согласно разработанной нами шкалы [1, 5, 7].

Прежде всего, исследовали внешний вид рыбы, отмечая поражение или изменение кожных покровов (язвы и аномалии в строении чешуи), различные уродства костного скелета (черепа, плавников), отклонения от нормы в счетных признаках (число лучей в плавниках, жаберных тычинок и т.п.). При осмотре жаберной полости фиксировали отечность слизистой, цвет жаберных лепестков и степень выраженности на них анемичного кольца синего цвета, нарушение формы жаберных тычинок. Отмечали тургор мышц и искривления и укорочение тела.

После вскрытия рыбы последовательно просматривали все внутренние органы: кишечник с желудком, печень и желточный пузырь, почки и мочевой пузырь, селезенку, сердце и гонады. При этом обращали внимание на цвет, размеры, форму, консистенцию (гомогенная или зернистая) всех органов, кровенаполнение снабжающих их сосудов. Оценивали состояние позвоночника, а при продольном разрезе и просчете позвонков отмечали искривления позвоночного столба, срастание или разрушение позвонков или другие их аномалии. Одновременно определяли состояние мышечной ткани, а также зараженность паразитами отдельных органов и тканей.

Степень поражения каждого органа оценивалась в баллах от 1 до 4, отсутствие патологий оценивалось как 0 баллов. Систему ранжирования патологий по баллам старались проводить однотипно. Более подробно методика изложена в ранних работах [5, 7]. Основные наши работы проводились в водоемах Крайнего Севера, поэтому в качестве основного объекта были выбраны обыкновенный сиг *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), обыкновенная щука *Esox lucius* Linnaeus, 1758 и речной окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758. Заметим, что отдельные положения этого метода использовались при описании аномалий у рыб в зоне Норильского горно-металлургического комбината и у рыб в грязных зонах реки Москвы. Аналогичный подход применяли и американские ихтиологи [4]. На основании балльной оценки степени морфологических аномалий рассчитывается обобщенный индекс неблагоприятного состояния (ИНС-индекс). Этот индекс не нормирован и в наших условиях он менялся в пределах от 0 до 20. Его можно сделать нормированным, поделив на сумму максимальных значений по всем исследованным признакам по формуле:

$$IN = \sum B_i / \sum B_{\max}$$

где IN – нормированный индекс;  $B_i$  – балл по  $i$ -му признаку,  $B_{\max}$  – максимальный балл по  $i$ -му признаку;  $n$  – число исследованных признаков.

В этом случае IN колеблется в пределах от 0 (у рыб без патологий) до 1 (максимальная пораженность по всем признакам). В наших условиях IN-индекс варьировали от 0,0 до 0,6 у сига и от 0,0 до 0,8 – у щуки и окуня.

Основные морфологические аномалии в главных органах рыб.

**Кожные покровы.** На первых стадиях токсикоза окраска тела может стать более светлой, чем в норме, за счет исчезновения черного пигмента. При этом у сигов покровы черепа становятся прозрачными и сквозь них виден мозг. При более глубоких поражениях тело у сигов бывает почти бесцветным или бледной окраски, иногда с голубым или зеленоватым оттенком. У щуки и окуня зеленая и голубая окраска тела встречалась чаще; в районах наибольшего загрязнения у них наблюдалось интенсивное изумрудно-зеленое окрашивание челюстей, ротовой полости, непарных плавников или всего тела. Признаки наиболее сильного токсикоза – ерошение чешуи или появление язв на теле. Все изменения окраски тела четко коррелировали с содержанием тяжелых металлов в теле рыбы [1].

**Челюсти.** В зоне высокой концентрации загрязняющих веществ у окуня, сига и щуки довольно часто отмечались случаи укорочения челюстей, особенно верхнечелюстной кости. При сильном развитии этого уродства рыло сига получается мопсовидным. Скорее всего, все морфологические аномалии связаны с воздействием химических агентов на ранние стадии развития рыб.

**Жаберные тычинки** у сига и окуня довольно четко «реагируют» на загрязнение воды. Прежде всего, резко меняется форма тычинок, некоторые из них раздваиваются, другие заггибаются на конце. В более загрязненных водоемах мы встречали неровный ряд тычинок на жаберной дуге, некоторые тычинки были укорочены. При сильном поражении рыб часть тычинок редуцируется, в связи с чем число тычинок может резко отличаться от нормы.

**Жабры** у свежепойманных рыб в норме имеют равномерно темно-вишневую окраску. Более глубокие поражения вызывают гиперемию, ярко выраженную синюшность, ослизнение, появление голубого анемичного кольца на лепестках вдоль жаберной дуги, в дальнейшем сопровождается полным некрозом жабр.

**Мышцы.** Часто в зонах загрязнения у рыб наблюдается снижение мышечного тургора за счет разложения соединительно-тканых перегородок между сегментами мускулатуры (миопатия), тело становится дряблым даже у живых рыб. При более глубоком поражении организма при слабом надавливании на теле остаются вмятины, а при максимальном токсикозе мышцы легко отделяются от костей и распадаются на отдельные миосепты. Иногда в мышцах встречаются свищи и пустоты. У щуки и окуня в наиболее загрязненных водоемах мышцы бывают окрашены в голубой или зеленоватый цвета.

**Позвоночник.** Аномалии в числе позвонков были редкими (2–5%). На первых этапах токсикоза отмечалось слабое боковое искривление позвоночного столба, очевидно, вследствие снижения мышечного тургора, сколиоз и разрушение некоторых позвонков. Срастание же и разрушение отдельных позвонков, скорее всего, обусловлены воздействием токсикантов на этапах эмбрионального развития.

**Гонады.** Слабая асимметрия гонад по размерам свойственна многим видам рыб, но у пораженных щук одна гонада в 1,5 раза и более превышает другую. Наряду с асимметрией и недоразвитием одной из гонад в них появлялись соединительно-тканые разрастания, перетяжки и перекручивания (чаще у самцов). При сильном загрязнении перетяжки и извилины становились многочисленными, и у окуня гонада по форме напоминала поверхность человеческого мозга («мозговидные гонады»). Чаще аномалии гонад проявлялись в недоразвитии стромы яичника, в них отмечались пустые полости, у рыб снижалась плодовитость и возрастала доля рыб с нарушениями оогенеза. Как явное отклонение от нормы следует рассматривать случаи гермафродитизма (отмечены у окуня, сига и налима). Одной из ответных реакций на загрязнение может быть необычно раннее половое созревание и появление карликовой формы сига в оз. Куэтсиявр: половая зрелость у большинства малотычинковых сегов наступает в возрасте 1+ при достижении длины 10 см и массы 8 г. Это самый мелкий сиг в Европе, достижение половой зрелости при таких размерах отмечено впервые.

**Печень.** Аномалии печени проявляются в изменении ее цвета, размера, формы и структуры. При токсикозе сосудистая сеть печени сильно наполняется кровью и увеличивается, часты кровоизлияния и капиллярные узлы. Размер печени и ее форма также претерпевают сильные изменения. У сегов и щуки печень уменьшается, укорачивается и истончается. На последних стадиях поражения печень становится очень дряблой по консистенции и легко размазывается при надавливании.

**Почки.** В норме у всех исследованных видов рыб почки имеют вид тонких тяжелей темно-красного или черного цвета. На загрязнение среды почки сегов прежде всего реагируют изменением цвета. Они становятся сине-зелеными или бурый. Развитие заболевания увеличивает кровенаполнение и отечность, в почках появляются соединительно-тканые разрастания, прежде всего в хвостовой части, почечная ткань приобретает зернистую структуру. В дальнейшем они теряют свою однородность, поражение охватывает весь орган. При надавливании почки под пальцами ощущаются мелкие песчинки, что свидетельствует о начальной стадии нефрокальцитоза. Нефрокальцитоз – наиболее часто встречаемое заболевание почек рыб в районе воздействия стоков медно-никелевого производства (поражено до 80% сегов). Камней может быть много, а объем почки при этом соответственно увеличивается. Отложенные соли являются большей частью фосфатами кальция, хотя имеются и соли магния, кремния, а в микродозах – стронция, железа, никеля, меди, марганца и титана.

**Полостной жир** у всех рыб при сильном токсикозе часто меняет свой обычный белый цвет на розовый или желтовато-оранжевый. У сегов часто отмечалось ожирение сердца, а у щуки – селезенки и появление жира вдоль почечных протоков и по краю печени.

**Паразиты** в норме всегда присутствуют в организме рыб хотя бы в одном из органов. Но у ослабленных рыб степень инвазии резко возрастает, увеличивается число пораженных рыб, паразиты становятся более многочисленными и встречаются более чем в двух, а иногда во всех органах. Часто сердце и околосердечная сумка сегов полностью закрыты паразитами, много паразитов бывает в печени, мышцах и на поверхности почек. Однако в районах наиболее сильного загрязнения количество паразитов вновь уменьшается. Они также не выносят загрязнения, как и рыбы.

Таким образом, основные аномалии рыб в зоне действия горных комбинатов можно суммировать следующим образом.

1. Поражение системы детоксикации организма (жабры, кровь, печень, почки).
2. Изменение в окраске тела (депигментация и появление необычных оттенков), аномалии в скелетных элементах (плавники, челюсти, позвонки, тычинки) и в строении внутренних органов. Степень морфологических аномалий хорошо коррелирует с концентрацией тяжелых металлов в теле рыбы.
3. Поражение воспроизводительной системы:
  - а) аномалии в строении гонад (сильная асимметрия гонад вплоть до полной дегенерации одной из них, появление соединительно-тканых перетяжек), нарушение гаметогенеза, недоразвитие стромы, снижение плодовитости;
  - б) ускоренное созревание рыб (в более раннем возрасте и при достижении меньших размеров);
  - в) образование карликовых форм.
4. Снижение биологического разнообразия на всех уровнях сообщества (сокращение числа видов в зонах экологического кризиса, смена доминирующих видов, сокращение числа внутривидовых форм у рыб и т.п.).

#### Список литературы:

1. Кашулин Н.А., Решетников Ю.С. Накопление и распределение никеля, меди и цинка в органах и тканях рыб в субарктических водоемах. // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35. № 5. С. 687–697.
2. Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М.: Пищепроимздат, 1987. 240 с.
3. Флеров Б.А. Эколого–физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, 1989. 138 с.
4. Adams S.M. (ed.) Biological indicators of stress in fish. American Fisher. Soc. Symposium 8. Bethesda, Maryland, USA. 1990. 200 p.
5. Решетников Ю.С., Попова О.А., Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амундсен П.–А., Сталдвик Ф. Оценка благополучия рыбной части водного сообщества по результатам морфопатологического анализа рыб. // Успехи современной биологии, 1999, т. 119, № 2. С. 165–177.
6. Захаров В.М., Кларк Д.М. (ред.) Биотест: интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. М.: Моск. отд. междунар. фонда "Биотест", 1993. 68 с.
7. Решетников Ю.С. Метод экспертной оценки состояния особи и популяции сиговых рыб. // Биология и биотехника разведения сиговых рыб. Мат.–лы Пятого Всерос. Собрания, Спб., ГосНИОРХ, 1994. С. 115–118.

### ПОЛИМОРФИЗМ ЭПИФИТНОЙ МИКРОФЛОРЫ МАКРОФИТОВ, КАК ИНДИКАТОР КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Н.А. Сидорова, А.А. Арсентьева

Петрозаводский государственный университет, 185910 г. Петрозаводск, fagafon@yandex.ru

В работе представлены результаты исследования морфологических особенностей эпифитов, выделенных с поверхности таллома *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis и *Fucus vesiculosus* L., отобранных в районе Макунской губы Кандалакшского залива Белого моря.

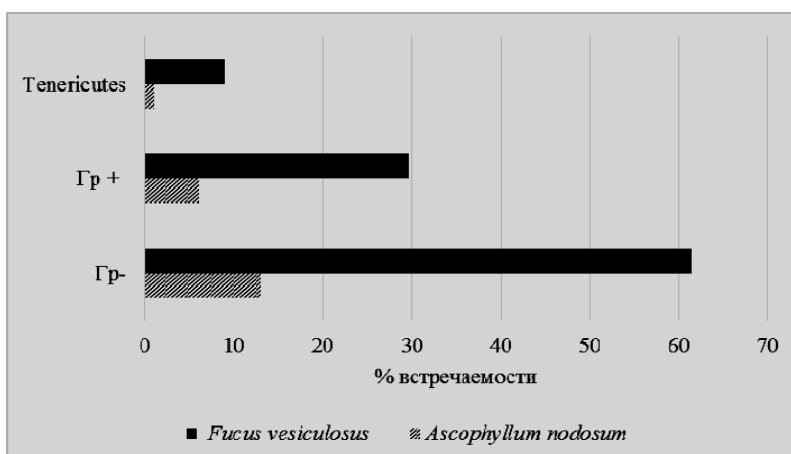
Полиморфизм эпифитов, населяющих поверхность водорослей, связан с многообразными факторами абиогенной и биогенной природы и может служить специфическим индикатором качества окружающей среды. Возникновение полиморфных клеток эпифитов морских водорослей следует рассматривать, как следствие широкого спектра адаптаций микроорганизмов к изменению среды обитания, опосредованных влиянием формы микробной клетки на биологические функции, связанные с усвоением питательных веществ, подвижностью, устойчивостью к стрессам или взаимодействием с другими организмами [1]. Так, образование нитчатых и ветвящихся форм выгодно для закрепления на субстрате; форма вибриона поддерживается за счет ограничения роста клетки и оказывается наиболее эффективной для реализации хемотаксиса. В настоящее время, среди эпифитной микрофлоры морских водорослей обнаружены многообразные формы бактерий, представленные: актиномицетами, способными к образованию ветвящихся нитей; полиморфной группой цианобактерий; палочковидными бактериоидами; шаровидными, палочковидными и спиралевидными протеобактериями; разнообразными формами ацидобактерий; планктомицетами со сложной морфологией в виде внутриклеточных мембраносвязанных компартментов; полиморфными фирмикутам [2, 3]. В водных экосистемах перечисленные эпифиты водорослей играют важную роль в росте растения–хозяина, круговороте питательных веществ, включая углеродный цикл, денитрификацию, поглощение и высвобождение фосфора, разложение органического вещества и адсорбцию тяжелых металлов. Знание этих и других свойств эпифитного бактериального сообщества макрофитов необходимо для оценки стабильности структуры и функционирования водных экосистем [3]. Особенно это актуально в настоящее время обострения экологических проблем, связанных с загрязнением водной среды. Изучение биологических особенностей эпифитной микрофлоры макрофитов может быть полезным для выявления факторов, влияющих на благополучие водной экосистемы, а также для разработки мер по ее сохранению.

Цель выполненного исследования заключалась в выявлении морфологических особенностей эпифитных микроорганизмов, обитающих на поверхности двух видов литоральных водорослей *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis и *Fucus vesiculosus* L. группы Phaeophyta (бурые водоросли).

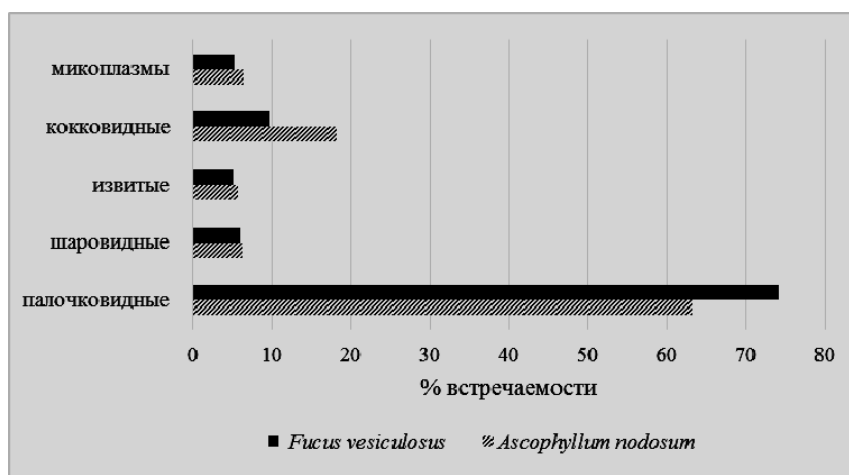
*Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis (аскофиллум узловатый) и *Fucus vesiculosus* L. (фукус пузырчатый) относятся к отделу Ochrophyta, классу – Phaeophyceae, порядку – Fucale, семейству – Fucaceae. Таллом *Ascophyllum nodosum* может достигать размеров 1.5–2.0 м, слоевище имеет дихотомическое ветвление, ветви несколько сплюснутые, оливкового или бурого цвета. *Fucus vesiculosus* достигает высоты до 1.5 м, имеет дихотомическое разветвление с коротким стволиком и конической подошвой. В зависимости от условий среды обитания, водоросль бывает оливково–бурого или черного цвета. Для изучения полиморфизма эпифитной микрофлоры, *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus* отбирали в августе 2022 г на участке литорали в центре корги, расположенной в Макунской губе Кандалакшского залива Белого моря. Корга имела протяженность примерно 80 м и ширину от 20 до 30 м; представляла из себя плоскую обсушку с песчаным, местами заиленным грунтом, с валунами и глыбами, погруженными в грунт. На выбранной площадке отбирали по 10 талломов *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*. Каждый таллом тщательно

очищали от грунта и посторонних фрагментов водных растений и помещали в отдельный стерильный пакет. Камеральную обработку отобранных проб водорослей выполняли не позднее 4–5 ч с момента сбора материала. Параллельно, в зоне сбора водорослей, выполняли определение ионного состава воды:  $\text{NH}_4^{+}$ ,  $\text{P}_{\text{общ}}$ ,  $\text{Fe}_{\text{общ}}$  ( $\text{мг/дм}^3$ ) согласно ПНДФ 14.1:2.4.254–09 «Методика измерений массовых концентраций, взвешенных и прокаленных взвешенных веществ в пробах питьевых, природных и сточных вод гравиметрическим методом».

Для выделения эпифитных микроорганизмов использовали аппликацию фрагментов апикальной, центральной и нижней части таллома на агаризованные питательные среды с последующим изучением фенотипических признаков (морфологических, тинкториальных, культуральных и биохимических), регламентированных в Определителе бактерий Берджи (1997). Культивирование микромицетов выполняли с помощью питательной среды Сабуро. Разнообразие микроскопических грибов оценивали по комплексу цитологических особенностей микромицетов. Описывали тип мицелия, особенности строения гиф и характер спороношения. Все посевы выполняли в трех повторностях. Определение количества микроорганизмов и статистическую обработку результатов выполняли согласно руководству по вариационной статистике, принятой в микробиологии [4].



**Рис. 1.** Встречаемость эубактерий с разными типами клеточной стенки в составе эпифитов *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*.



**Рис. 2.** Встречаемость морфотипов эубактерий в составе эпифитов *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*.

В результате проделанной работы по изучению полиморфизма эпифитной микрофлоры макрофитов, в составе бактериального сообщества *Ascophyllum nodosum* было обнаружено 19 изолятов культивируемых форм эубактерий, до уровня рода (Genus) идентифицировано 12 изолятов, 1 изолят отнесен к кладе (Clade) Terrabacteria и Superphylum PVC (Planctomycetota, Verrucomicrobiota и Chlamydiota). Из эпифитов *Fucus vesiculosus* в чистую культуру было выделено 23 изолята, до уровня рода (Genus) идентифицировано 13 изолятов, 3 изолята отнесены к кладе (Clade) Terrabacteria и Superphylum PVC (Planctomycetota, Verrucomicrobiota и Chlamydiota). Кроме эубактерий, на талломах исследуемых видов водорослей в сообществе эпифитов были обнаружены представители Царства грибов Eumycota, отнесенные к 3 типам (Phylum) настоящих грибов Basidiomycota, Zygomycota и Ascomycota.

Доля грамположительных бактерий с гомогенной клеточной стенкой, содержащей до 70% пептидогликана изменялась от 6.0% (в составе бактериального сообщества *Ascophyllum nodosum*) до 29.7%

(в составе бактериального сообщества *Fucus vesiculosus*). Доля зубактерий с граммотрицательной многослойной клеточной стенкой, содержащей около 5 % пептидогликана, была значительно выше. Среди эпифитов *Ascophyllum nodosum* доля граммотрицательных бактерий достигала 13.0%, а среди эпифитов *Fucus vesiculosus* – 61.4% (рис. 1).

Необходимо отметить присутствие в составе эпифитного сообщества исследуемых видов водорослей представителей типа (Phylum) Mycoplasmatota класса (Class) Mollicutes – Tenericutes, полиморфных бактерий, полностью лишенных клеточной стенки.

Среди морфотипов, выделенных изолятов эпифитных бактерий *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*, преобладали палочковидные клетки (рис. 2). На поверхности таллома аскофиллума доля палочковидных форм в сообществе составила 63.2%, а на поверхности таллома фукуса – 74.2%. Встречаемость таких морфотипов зубактерий, как кокковидные, извитые, шаровидные клетки и микоплазмы была незначительной и изменялась от 5% (извитые и микоплазмы) до 18% (кокковидные клетки). Доминирование палочковидных морфотипов среди исследуемого бактериального сообщества объясняет большой процент встречаемости спорогенных культур, отнесенных к родам *Bacillus* spp., *Clostridium* spp. и *Paenibacillus* spp. На момент исследования суммарная доля спорогенных бактерий в составе сообщества эпифитов *Ascophyllum nodosum* достигала 18.5%, а в составе сообщества эпифитов *Fucus vesiculosus* – 24.9%.

К зубактериям с выраженным полиморфизмом были отнесены представители родов *Algoriphagus* spp., *Clostridium* spp., *Fusobacterium* spp., *Negativicutes* spp., *Planctomycetes* spp. Доля полиморфных бактерий в составе эпифитного сообщества аскофиллума и фукуса была почти одинаковой и изменялась от 30.0% до 37.5%. Характерно, что среди полиморфных вариантов, выделенных зубактерий преобладали, в основном, сапрофитные факультативно анаэробные и облигатно анаэробные культуры бактерий, способные к разложению хитина, пектина, агара и целлюлозы за счет специфической биохимической активности [5, 6]. Доля патогенных и условно патогенных полиморфных зубактерий таких, как *Fusobacterium* spp. на поверхности таллома фукуса составила 3%, а на поверхности таллома зубактериям с выраженными полиморфизмом были отнесены представители рода *Algoriphagus* spp., *Clostridium* spp., *Fusobacterium* spp., *Negativicutes* spp., *Planctomycetes* spp. – 8 %.

На момент исследований содержание  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{P}_{\text{общ}}$ ,  $\text{Fe}_{\text{общ}}$  в усредненных пробах воды, отобранных в местах обитания *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus* в районе Макунской губы Кандалакшского залива Белого моря, соответствовало 0.02, 6.67 и 0.06 мг/дм<sup>3</sup>. Учитывая высокую чувствительность зубактерий к химическому составу среды обитания можно предположить, что выявленные морфологические особенности эпифитных микроорганизмов, обитающих на поверхности талломов исследуемых видов водорослей являются доминантными признаками их приуроченности к данной акватории. Таким образом, данные, полученные в результате изучения полиморфизма эпифитной микрофлоры макрофитов, возможно использовать для мониторинга качества окружающей среды, как отдельную функциональную характеристику, отражающую изменение качества водной экосистемы, в том числе и экосистемы Белого моря. Последнее является важной задачей для понимания экологических процессов, происходящих в данном регионе.

#### Список литературы:

1. Мельников, В.Л., Митрофанова, Н.Н., Мельников, Л.В. Морфология микроорганизмов. – Пенза: Изд-во ПГУ, 2014. – 88 с.
2. Crump, B.C., Koch, E.W. Attached bacterial populations shared by four species of aquatic angiosperms // Appl. Environ. Microbiol. – 2008. – №74. – P. 5948–5957.
3. He, D., Ren, L. J., and Wu, Q. L. Contrasting diversity of epibiotic bacteria and surrounding bacterioplankton of a common submerged macrophyte, *Potamogeton crispus*, in freshwater lakes // FEMS Microbiol. Ecol. – 2014. – №90. – P. 551–562.
4. Бойцов, А.Г., Ластовка, О.Н., Порин, А.А. Методы определения количества бактерий и статистической обработки результатов. – СПб.: ГОУВПО Санкт-Петербургская государственная медицинская академия им. И. И. Мечникова, 2003. – 51 с.
5. Ersoy, Z., Scharfenberger, U., Baho, D. L., Bucak, T., Feldmann, T., Hejzlar, J., et al. Impact of nutrients and water level changes on submerged macrophytes along a temperature gradient: a pan-European mesocosm experiment // Glob. Chang. Biol. – 2020. – №26. – P. 6831–6851.
6. Han, B., Zhang, S., Wang, P., and Wang, C. Effects of water flow on submerged macrophyte–biofilm systems in constructed wetlands // Sci. Rep. – 2018. – № 8. – P. 26–50.

# ЗНАЧЕНИЕ ВОЛГО–БАЛТИЙСКОГО ВОДНОГО ПУТИ В ПОЯВЛЕНИИ ЧУЖЕРОДНОЙ ОЛИГОХЕТЫ *BRANCHIURA SOWERBY* В ШЕКСНИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

И.В. Филоненко<sup>1</sup>, К.Н. Ивичева<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Вологодский филиал ФГБНУ «ВНИРО», Вологда, 160012, Вологда, Левичева, 5, igor\_filonenko@mail.ru

<sup>2</sup> Санкт–Петербургский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ГосНИОРХ» им. Л.С. Берга),  
199053, Санкт–Петербург, наб. Макарова, д. 26, ksenya.ivicheva@gmail.com

В работе исследуются особенности местообитаний чужеродной олигохеты *Branchiura sowerbyi* в Шекснинском водохранилище на основе различий в температуре и показателях мутности воды различных участков Волго–Балтийского водного пути.

Водные транспортные системы являются путями для проникновения чужеродных видов. На фоне потепления климата теплолюбивые виды проникают всё дальше на север. Вологодскую область с юга на север пересекает Волго–Балтийский водный путь, соединяя бассейн р. Волги с водоемами бассейна Балтийского моря. Через Северо–Двинский канал эта водная система сообщается с бассейном Белого моря.

Состав зообентоса в водоемах Вологодской области ограничивают низкие показатели суммарного тепла за вегетационный период. На этом фоне появление чужеродных видов быстро проявляется и может заметно изменить структуру водных сообществ. В Шекснинском водохранилище в 2021 г. были обнаружены две особи чужеродной олигохеты *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, а в 2022–2023 гг. этот вид встречался неоднократно уже на нескольких станциях Шекснинского водохранилища. *B. sowerbyi* – крупная олигохета, родом из Юго–восточной Азии, впервые зафиксированная в Лондоне в 1892 г. Сейчас она распространена на большей части Европы [1]. В России с 2014 г. этот вид начали отмечать в нижнем течении Дона, где сейчас он является массовым [2]. Также вид зафиксирован в водоемах Калининградской области [3]. Вероятный способ распространения *B. sowerbyi* по Волго–Балтийскому водному пути – проникновение с балластными водами проходящих судов.

Целью данного исследования была оценка особенностей местообитаний олигохеты *B. sowerbyi* в Вологодской области и прогноз мест для ее дальнейшего поиска. В качестве задач исследования стало определение различий в температуре и показателях мутности воды для различных участков Волго–Балтийского водного пути.

В период с 2010 по 2023 гг. пробы зообентоса отбирались каждый сезон года на трех станциях в оз. Белое, в районе истока р. Шексны из оз. Белое, в русловой части у м. Топорня и в акватории Сизьменского разлива. Периодически проводились комплексные гидробиологические съемки оз. Белого и обособленных участков речной части Шекснинского водохранилища. Начиная с 2020 г. в районе устья р. Вытегра регулярно отбирали пробы летом, в отдельные годы – дополнительно осенью. Водохранилища Вытегорского гидроузла подробно изучали с 2010 по 2013 гг.

Данные о морфометрических параметрах водоемов получены на основе атласа Волго–Балтийского водного пути и космических снимков из каталога Геологической службы США. Динамику уровня воды на различных участках системы оценивали по показателям гидропостов с сайта allrivers.info. Данные с пространственной привязкой обрабатывались в ArcGis10.

Пробы зообентоса в мелководной зоне водохранилища отбирали штанговым дночерпателем ГР–91, в глубоководной зоне – дночерпателем Петерсона или Ван–Вина. В полевых условиях пробы промывались (сито 250 мкм) и фиксировались формалином.

Для расчета показателей развития растительности использовали индекс NDVI [4] на основе снимков Sentinel со сценами на одну дату в межень (T37VCH\_20180801T090019; T37VDG\_20180801T090019). Для оценки мутности и температуры воды использованы снимки Landsat с единой сценой, охватывающей участки Волго–Балтийского водного пути от Онежского озера до Рыбинского водохранилища.

Суммарный показатель температуры и мутности воды за период вегетации получен как сумма показателей с мая по август (сцены: LC08\_L1TP\_180018\_20180509\_20200901; LC08\_L1TP\_180018\_20200615\_20200823; LC09\_L1TP\_180018\_20220629\_20220629; LC08\_L1TP\_180018\_20210704\_20210713; LC08\_L1TP\_180018\_20150821\_20170405).

Уровень мутности воды оценивали по индексу NDTI [5]. Температуру воды определяли по 10 каналу Landsat 8 или Landsat 9. Перед выполнением геостатистики данные снимков преобразовывали к размеру пикселя 30\*30 м для достижения единого разрешения.

Статистическая обработка выполнялась в среде R, с использованием пакетов hopkins, factoextra, pvclust. Исходные данные логарифмировали, проводили центрирование на основе среднего и нормировку на стандартное отклонение. Кластерный анализ проводили методом полной связи эвклидовой матрицы дистанций. Статистическую значимость различий между кластерами оценивали при помощи однофакторного дисперсионного анализа.

Впервые *Branchiura sowerbyi* в Шекснинском водохранилище обнаружена в 2021 г. в районе судового хода у м. Топорня Вологодской области. Несколько особей были найдены на глубине 5 м, на илистых грунтах. Наиболее вероятный способ проникновения данного вида в Шекснинское водохранилище – это распространение с балластными водами.

Протяжённость Волго–Балтийского водного пути от Онежского озера до п. Шексна составляет 302 км. На этом отрезке находится 8 шлюзов и четыре водохранилища (Вытегорское, Белоусовское, Новинкинское, Шекснинское). Шекснинское водохранилище состоит из протяженного участка р. Ковжа, оз. Белого и затопленного русла р. Шексны с разливами. Между шлюзами №1 и №6 на расстоянии в 44 км перепад уровня составляет 80,2 м (от отметки в 32,6 мБс до 112,8 мБс). Некоторые параметры участков Волго–Балтийского водного пути между шлюзом №1 и №7–8 приведены в таблице.

Весь участок Волго–Балтийского водного пути на территории Вологодской области вытянут в долготном направлении, а в срединной части его проходит граница средней и южной таежной подзоны. Географическое положение и морфологические особенности водоемов определяют отличия в показателях среды на его участках. Так наиболее ранняя дата очищения ото льда в районе шлюзов №1 у г. Вытегра приходится на 10 апреля, средняя – 26 апреля, поздняя – 19 мая. На оз. Белом у г. Белозерск этим же фенодатам соответствует 23 апреля, 3 мая и 2 июня. На судовом пути, для р. Шексны в районе с. Иванов Бор эти события происходят 11 марта, 26 апреля и 16 мая, соответственно. Дата начала ледостава в районе шлюзов №1 приходится на 19 октября, средняя – 17 ноября, поздняя – 16 декабря. В р. Шексна у с. Иванов Бор этим показателям соответствуют 26 октября, 18 ноября и 6 января.

Таблица. Показатели различных участков Волго–Балтийского водного пути на территории Вологодской области

Участок Волго–Балтийского водного пути	Площадь участка, км <sup>2</sup>	Зарастание гелофитами, %	Средняя суммы температур за вегетационный сезон*, С°; (Станд. откл.)	Средняя суммы индекса мутности воды за вегетационный сезон*; (Станд. откл.)
1. Вытегорское вдхр., судоходная часть	10.9	5.1	78.4 (2.17)	–0.19 (0.022)
2. Вытегорское вдхр., несудоходная часть	7.1	15.5	80.5 (2.25)	–0.22 (0.022)
3. Белоусовское вдхр.	3.9	6.0	77.3 (2.77)	–0.22 (0.019)
4. Разлив р. Нагажма	2.7	10.0	76.4 (1.72)	–0.24 (0.011)
5. Новинкинское вдхр	2.7	4.7	76.0 (3.56)	–0.20 (0.023)
6. Река Ковжа	14.2	12.1	79.2 (2.10)	–0.12 (0.032)
7. Разлив р. Ковжа	54.9	40.0	78.5 (5.98)	–0.23 (0.032)
8. Белое озеро	1162.8	0.8	68.7 (2.45)	–0.19 (0.027)
9. д. Крохино – д. Попово	64.8	40.3	78.4 (8.25)	–0.20 (0.051)
10. д. Попово – м. Топорня	26.6	9.5	76.0 (2.93)	–0.18 (0.022)
11. м. Топорня–Сизьменский разлив	20.3	14.9	75.9 (3.82)	–0.19 (0.021)
12. Сизьменский разлив	198.3	16.3	75.9 (5.54)	–0.20 (0.022)
13. Сизьменский разлив – с. Ирма	16.8	7.8	74.9 (2.02)	–0.21 (0.012)
14. Разлив у шлюзов № 7–8	45.6	9.3	74.3 (3.68)	–0.22 (0.021)

Примечание: \* – по показателям космических снимков за период май–август.

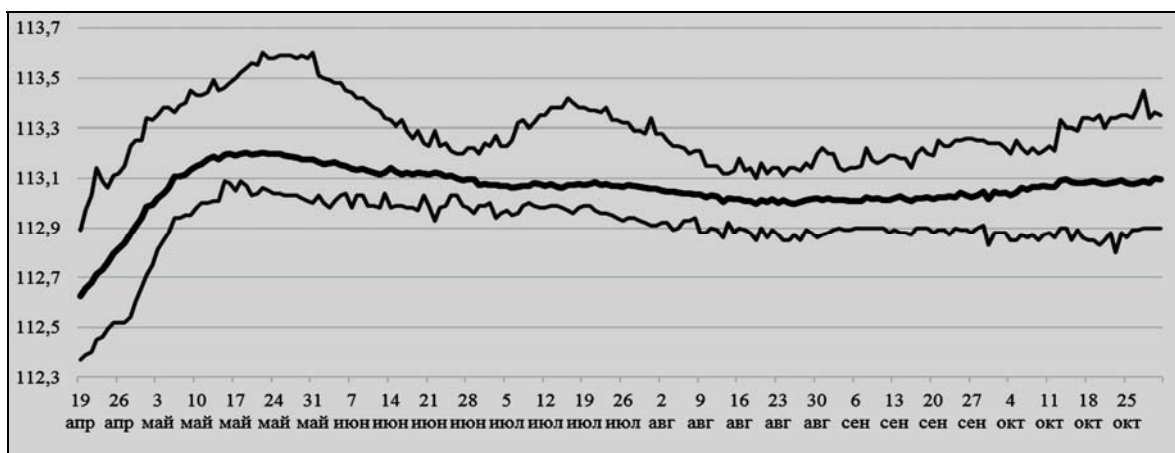
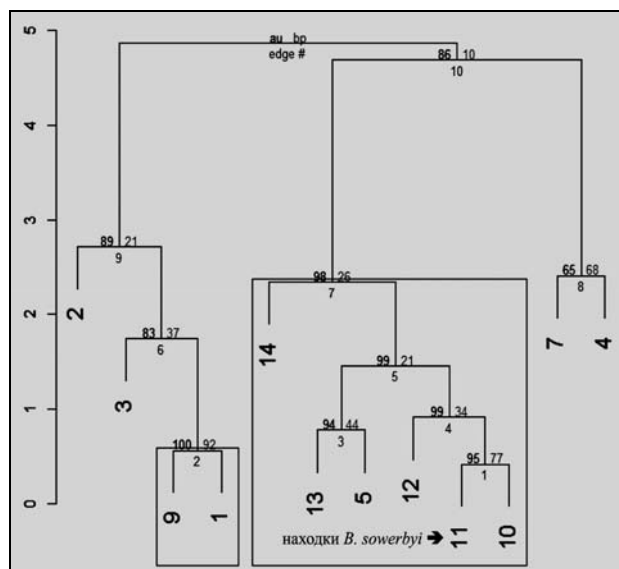


Рис.1. Среднее многолетнее значение уровня воды (м) по гидропосту г. Белозерск на фоне колебаний минимального и максимального уровней в период 2008–2022 гг.

Среднемноголетний максимум уровня воды отмечается в середине мая, но характер колебаний каждого отдельного года может кардинально отличаться от прочих. С началом навигации уровень воды Волго–Балтийского водного пути обусловлен функционированием водно–транспортных систем. В течении года могут наблюдаться резкие колебания уровня воды, когда биотопы гидробионтов то осушаются, то вновь обводняются (рис. 1.).

За период навигации через Волго–Балтийский водный путь проходит большое количество судов. Отличие в морфометрических параметрах различных участков системы определяет степень влияния проходящего транспорта на водные экосистемы. Крайние варианты такого влияния наблюдаются для оз. Белое и р. Ковжа. Судовой ход на оз. Белое затрагивает незначительную часть его акватории, в то время как р. Ковжа целиком подвержена влиянию проходящих судов.

Наиболее благоприятные места обитания олигохет в водоемах Волго–Балтийского водного пути на территории Вологодской области приурочены к илам глубоководной зоны. На большей части водной системы такие биотопы располагаются в районе движения судов. Общее влияние на экосистемы участков Волго–Балтийского водного пути можно рассматривать через вклад показателей температуры и мутности воды. При оценке водных объектов системы по количеству тепла и суммарной мутности за вегетационный период, без оз. Белого и р. Ковжа, участок обитания *Branchiura sowerbyi* (участок Топорня–Сизьменский разлив) наиболее отличался от прочих (рис. 2).



**Рис. 2.** Сходство участков Волго–Балтийского водного пути на территории Вологодской области по показателям температуры и мутности воды (обозначение участков как в таблице 1; обведены группы с уровнем значимости 95%; au – вероятность образования кластеров на основе выборок, полученных в результате многошкального бутстраппирования, bp – нормальным бутстраппированием).

С момента появления в Лондоне в 1892 г. олигохета *Branchiura sowerbyi* распространилась на север. Зафиксированы находки в районе Пущкого и Куршского заливов на Балтике, есть находки на территории Швеции [6]. Тем не менее, наиболее вероятным путем проникновения этой олигохеты в Волго–Балтийскую систему может быть продвижение со стороны р. Дон. До обнаружения *B. sowerbyi* в Шекснинском водохранилище олигохета была зарегистрирована в Рыбинском водохранилище в 2019 г. [7]. На сегодня *B. sowerbyi* не единственный вселенец в Шекснинском водохранилище, но регулярные находки последних трех лет дают основание предполагать натурализацию этого вида.

Как вид тропического происхождения, *B. sowerbyi* должна предпочитать участки водохранилища с более высокими показателями температуры воды. В районе гидротехнических сооружений вода не замерзает значительную часть года. В период навигации суда здесь часто задерживаются в ожидании прохода через шлюз. На снимках из космоса заметно, что повышение температуры в районе шлюзов и ГЭС имеет локальное проявление. В районе находок *B. sowerbyi* в Шекснинском водохранилище существенных пространственных отличий в показателях температуры воды не прослеживается.

Использование космических снимков для оценки температуры воды позволяет получить одномоментный показатель всего водоема или его части. Общая характеристика о количестве тепла за вегетационный период получается за счет суммы показателей нескольких сезонов года. Единая сцена снимка дает возможность дифференцированной оценки любого участка Волго–Балтийского водного пути от р. Вытегра до р. Шексна.

Интенсивная эксплуатация водного пути, при небольшой ширине, вызывает сильное воздействие от волн и постоянную мутность воды. Показатель мутности, полученный на основе снимков из космоса,



позволяет учитывать комплекс факторов, влияющих на экосистемы водоемов. Мутность заметно выше в районе движения судов, но также зависит от морфометрических параметров водоема и субстрата. Распространение зоны мутности, оцененная по космическим снимкам, может показывать площадь и уровень воздействия, а в целом должна негативно сказываться на гидробионтах.

Распространение *B. sowerbyi* в Шекснинском водохранилище связано с водным транспортом. Водный транспорт может не только проходить транзитом через водохранилища, но и задерживаться, например, ввиду погодных условий или для пропуска других судов. Таких стоянок нет в районе текущего обнаружения олигохеты, но они присутствуют в каскаде Вытегорских водохранилищ.

Используя характеристики температуры и мутности воды, полученные для всей площади водоема, получается учесть и другие показатели, от которых они косвенно зависят – морфометрию, гидрологию и др. В Волго–Балтийском водном пути действие температуры и мутности на большинство обитателей водоемов, вероятно, является противоположным. Высокие показатели температуры воды обычно являются благоприятными, а значительная мутность – отрицательной. Использование космических снимков за разные годы, в нашем случае, обусловлено недостатком единых безоблачных сцен на анализируемую территорию. Тем не менее, показатели сезонов разных лет находятся в пределах среднесезонной амплитуды динамики температуры воды за вегетационный сезон, что позволяет использовать их для расчета значения за многолетний период.

Среди участков Волго–Балтийского водного пути между шлюзами №1 и №7–8 наиболее сильные отличия имеют р. Ковжа и оз. Белое. Эти водоемы во многом сохранили характеристики, которыми обладали до создания системы водохранилищ. Остальные участки претерпели более значительные изменения и представляют разливы в понижениях рельефа бывших русел. Эта общность стала причиной использования последних для поиска особенностей местообитаний олигохеты *B. sowerbyi*. Классификация участков водной системы по показателям температуры воды и мутности показывает, что наиболее близкими характеристиками к месту обнаружения *B. sowerbyi* являются смежные участки Сизьменского разлива, а также Новинкинское водохранилище. При оценке на уровне трех кластеров получены статистически значимые различия между ними для средней суммы температур за вегетационный сезон ( $p=0.03$ ), средней суммы индекса мутности воды ( $p=0.02$ ) и суммарного показателя мутности на единицу акватории ( $p=0.02$ ).

Движение водного транспорта по Волго–Балтийскому водному пути обусловило появление в Шекснинском водохранилище нового чужеродного вида *B. sowerbyi*. Обнаружение в пробах этой олигохеты на протяжении трех лет допускает возможную натурализацию ее на этом участке водной системы. Оценка по параметрам мутности и температуры воды позволяет предполагать появление *B. sowerbyi* в системе Вытегорских водохранилищ.

Волго–Балтийский водный путь является водным «коридором» для проникновения чужеродных видов, по которому ранее распространились и натурализовались *Dreissena polymorpha* и *Gmelinoides fasciatus*. Возможно, водные экосистемы района Сизьменского разлива обладают наиболее благоприятными биотопами для адаптации *B. sowerbyi*, после которой она сможет распространяться на другие участки Волго–Балтийской водной системы.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» №076–00004–23–01.*

#### Список литературы:

1. Timm T. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. Dinkelscherben: Lauterbornia. – 2009. – 235 p.
2. Живоглядова Л.А., Зуев Ю.А. Новые данные о фауне малощетинковых червей (Oligochaeta) нижнего течения р. Дон // Мат. междунаучно-практической конф. «Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность», Севастополь, 23–26 сентября 2019 г. – Севастополь: СевГУ, 2019. – С. 587–589.
3. Потюпко О.М. Фаунистическая характеристика бентоса литоральной зоны южного побережья Куршского залива Балтийского моря // Зоологический журнал. – 2008. – Т. 87; № 10. – С. 1180–1191.
4. Rouse J. W., Haas R. H., Schell J. A., Deering D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS // Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. – NASA SP-351, Washington DC, 10–14 December 1973. – Washington, 1973. – P. 309–317.
5. Lacaux J.P., Tourre Y.M., Vignolles C., Ndione J.A., Lafaye M. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal // Remote Sensing of Environment. – 2007. – vol. 106. – P. 66–74.
6. *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 in GBIF Secretariat (2021). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2022–03–25.
7. Перова С.Н. Первая находка *Branchiura sowerbyi* beddard, 1892 (oligochaeta, naididae) в Рыбинском водохранилище // Российский журнал биологических инвазий. – 2022. – Т. 15; № 3. – С. 130–134. DOI: 10.35885/1996–1499–15–3–130–134.

# СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ (ЗДОРОВЬЯ) ЭКОСИСТЕМ РЕКРЕАЦИОННЫХ АКВАТОРИЙ РЕК КАМА И ВОЛГИ В ЧЕРТЕ ГОРОДОВ ЧЕБОКСАРЫ И НАБЕРЕЖНЫЕ ЧЕЛНЫ НА ОСНОВЕ ОПЕРАТИВНОЙ ДИАГНОСТИКИ ЗДОРОВЬЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ

С.В. Холодкевич<sup>1,2</sup>, А.А. Калинина<sup>3</sup>, В.В. Рыбакова<sup>3</sup>, В.А. Любимцев<sup>1</sup>, Т.В. Кузнецова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук» (СПб ФИЦ РАН), Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности Российской академии наук, 197110, Санкт-Петербург, Корпусная ул., д. 18, kholodkevich@mail.ru

<sup>2</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок

<sup>3</sup>Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, Санкт-Петербург, Университетская набережная, д. 7–9

В работе оценивается экотоксикологическое состояние (здоровье) ряда рекреационных акваторий рек Камы и Волги в черте городов Чебоксары и Набережные Челны на основе диагностики адаптивной способности местных моллюсков *Unio pictorum* и данных загрязнения их тканей и донных отложений тяжелыми металлами.

Реки Кама и Волга являются не только источниками централизованного питьевого водоснабжения, но и имеют важное рекреационное значение для населения городов Чебоксары и Набережные Челны, соответственно. Согласно действующим в настоящее время нормативным документам, качество воды Волги и Камы в пределах этих городов относится к 3 классу, поэтому мониторинг экотоксикологического состояния (здоровья) акваторий этих рек является актуальным направлением исследований.

Целью работы было проведение сравнительной биоэлектронной диагностики экотоксикологического состояния (здоровья) экосистем рекреационных акваторий рек Кама (в черте г. Набережные Челны) и Волга (в черте г. Чебоксары) с различной антропогенной нагрузкой, на основе оценок функционального состояния обитающих в них моллюсков. Полагается, что здоровые экосистемы способны поддерживать свою структуру (организацию) и функционирование, определенную, эволюционно устоявшуюся, продуктивность и сохранять устойчивость при внешнем стрессе, обусловленном сезонными природными факторами.

Предметом исследований являлась сравнительная оценка экотоксикологического состояния акваторий на основе анализа функционального местных моллюсков *Unio pictorum* с использованием биоэлектронной системы БиоАргус с неинвазивной регистрацией их частоты сердечных сокращений (ЧСС), применение которой не стрессировало животного и позволяет проводить непрерывные измерения ЧСС моллюска в течение длительного времени, в том числе в реальных условиях его обитания *in situ*. Оценку здоровья моллюсков проводили путем неинвазивного измерения характеристик их кардиоритма в процессе тестирования по разработанному в НИЦЭБ РАН методу функциональной нагрузки. При этом, согласно [1–3], в качестве биомаркера состояния моллюска используется время восстановления ЧСС –  $T_{\text{восст}}$ , после снятия кратковременной стрессовой функциональной нагрузки в пределах толерантности вида. В работе проводился также анализ донных отложений (ДО) и мягких тканей моллюсков на содержание тяжелых металлов (Fe, Cd, Mn, Cu, Sn, Pb, Zn).



**Рис. 1.** Карта-схема расположения станций отбора проб на реке Кама в черте г. Набережные Челны. Пояснения в тексте.

### Характеристика выбранных станций отлова моллюсков реки Кама

Отлов моллюсков из реки Кама проходил на глубине 0,3 – 0,7 м. Было выбрано 5 акваторий с разной антропогенной нагрузкой, где отбирались животные (рис. 1). В общей сложности было отобрано 80 моллюсков *Unio pictorum* со схожими морфометрическими характеристиками. Данный вид широко распространён в реках средней полосы России и часто используется как биоиндикаторный.

1 – участок, который располагается на правом берегу р. Кама. На данной территории идёт строительство нового коттеджного посёлка Тарловка, в котором на момент проведения исследования проживало всего около 100 человек. Сама территория примечательна живописными местами, которые являются курортной зоной.

2 – расположена в верхнем течении Камы в черте г. Набережные Челны, выбрана для сравнительной оценки качества воды, поступающей в город. В окрестностях располагается множество баз отдыха, многие из которых в настоящее время заброшены. Выше по течению находится нефтеперерабатывающий завод «Татнефть».

3 – располагалась неподалёку от места сброса в р. Кама ливневых вод центральной части г. Набережные Челны. Сброс происходит под набережной Табеева, которая располагается в районе парка «Прибрежный».

4 – городской пляж, который находится на набережной им. Г. Тукая. В городе только два городских пляжа, на которых разрешено купание. Этот пляж считается новым и хорошо оборудованным. Был установлен спасательный пост, дно водоёма было очищено и место разрешенного купания было огорожено буйками. Сам пляж был засыпан песком, что привлекает местных жителей. Здесь находятся площадки для волейбола и баскетбола. Здесь также установлены точки общепита, батуты и т.п. В летнее время – это популярное место для купания, в выходные пляж посещает примерно 150–200 человек.

5 – станция находится за плотиной (с. Бетьки) Контрольный створ примерно в 7 км от плотины ГЭС. Вблизи станции находится источник антропогенного воздействия – место сброса очищенных сточных вод ООО «ЧЕЛНЫВОДОКАНАЛ». В состав Бетькинского сельского поселения входит 4 населенных пункта: посёлок Кама, деревня Круглое поле, село Бетьки, Посёлок Нефтебаза. Численность населения около 4500 человек.

### Характеристика выбранных станций отлова моллюсков реки Волга

Для изучения акваторий р. Волга в окрестностях г. Чебоксары были выбраны пять станций: пляж вблизи п.г.т. Сосновка, пляж «Левобережный», пляж «Заовражный», пляж «Новосельский», пляж ниже плотины ГЭС (рис. 2). Выбор станций основывался также на целях использования акваторий и близости к месту водозабора. Отлов моллюсков проходил на глубине 0,3 – 0,7 м.



**Рис. 2.** Расположение станций отбора проб на реке Волга в черте г. Чебоксары. 1 – пляж вблизи п.г.т. Сосновка. 2 – пляж «Левобережный», 3 – пляж «Новосельский», 4 – пляж «Заовражный», 5 – пляж ниже плотины ГЭС в г. Новочебоксарск. Масштаб: 1 см – 1,25 км.

1. Пляж вблизи п.г.т. Сосновка (население 2242 чел.) не является официальным, поэтому на его территории нет объектов инфраструктуры. Берег, вдоль которого произрастает кустарниковая растительность, пологий. Дно акватории песчаное. Вода прозрачная, а течение быстрое.

2. Пляж «Левобережный», который также расположен вблизи п.г.т. Сосновка, имеет развитую инфраструктуру: здесь имеются несколько спортивных площадок и пункты аренды лежаков и зонтиков, на территории работает кафе, около автомобильной стоянки установлены туалеты. Береговая линия покрыта песком. Пляж имеет плавный спуск к воде. Дно акватории песчаное. Вода прозрачная, течение быстрое.

В километре от берега акваторий пляжей п.г.т. Сосновка и «Левобережный» много заболоченных мест.

3. Акватория пляжа «Новосельский» находится почти в центре г. Чебоксары с населением в 495810 человек. В инфраструктуру пляжа входят скамейки, зонтики, душевые кабины, волейбольная

площадка, пара киосков и общественный туалет. Береговая линия покрыта песком вперемежку с очень мелким камнем. На пляже есть мелководные участки, но в основном глубина набирается быстро. Дно реки песчаное с небольшим количеством ила и мелкого камня, а течение – сильное.

На момент проведения исследований для пляжей «Левобережный» и «Новосельский» имелись санитарно–эпидемиологические заключения Управления Роспотребнадзора по Чувашской Республике о возможности использования этих водных объектов в рекреационных целях.

4. Пляж «Заовражный» расположен в г. Чебоксары вблизи водозабора и считается неофициальным пляжем, но используется для рекреации. Береговая линия покрыта песком вперемежку с мелким камнем. Пляж имеет плавный спуск к воде. Дно акватории составлено из песка, ила и мелкого камня при относительно быстром течении. По данным Чувашского ЦГМС – филиал ФГБУ «Верхне–Волжское УГМС» отмечено превышение предельно допустимой концентрации (ПДК) трудноокисляемых органических веществ (ХПК) до 1,4 ПДК и по меди – от 2 до 5 ПДК в точке на 900 м выше водозабора. Там же по легкоокисляемым органическим веществам по величине БПК<sub>5</sub> ПДК превышен в 2,6 раза.

5. Пляж ниже плотины ГЭС в г. Новочебоксарск (население 127 586 чел.) также является неофициальным. На песчаном берегу произрастает различная растительность. Дно акватории песчаное с илом и мелким камнем, при быстром течении.

Оценка экологического статуса акваторий, в соответствии с выводами и рекомендациями проведенных ранее исследований [2, 3], проводилась по измеренным величинам биомаркеров  $T_{восст}$  моллюсков этих акваторий, в соответствии с табл. 1.

Времена  $T_{восст}$  по результатам тестирования моллюсков акваторий р. Кама в черте г. Набережные Челны методом функциональной нагрузки (путем повышения на 1 час солености воды до 6‰), а также ранжирование этих акваторий в соответствии с рекомендациями [2, 3] представлены в табл. 2.

Согласно данным табл. 2 и на основании данных табл. 1 можно сделать следующие выводы об экологическом статусе выбранных акваторий на момент измерений. Станция «Правый берег Камы» имеет среднее значения  $T_{восст}$   $49,4 \pm 4,2$ , что соответствует экологическому статусу «Высокий». Станция, которая находится на городском пляже имеет пограничное значение –  $50,0 \pm 8,5$ , следовательно экологическое состояние можно идентифицировать не ниже хорошего. У выборки моллюсков станции, располагающейся в начале города,  $T_{восст}$  имеет значение  $64,4 \pm 7,3$ , что относится к рангу «хороший». Такие места, как место сброса ливневых вод и за плотиной ГЭС (с. Бетьки), имеют значения, попадающие в диапазон, экологический статус которого относится к «Посредственному» (табл. 2).

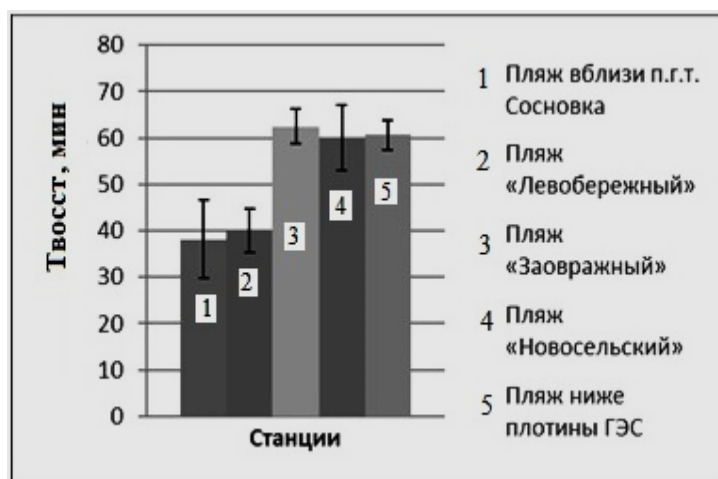
Таблица 1. Ранжирование экологического статуса водоёмов по  $T_{восст}$  в соответствии с рекомендациями [2, 3]

Экологический статус	$T_{восст}$ , мин
Высокий	< 50
Хороший	50–70
Посредственный	70–100
Плохой	100–200
Очень плохой	> 200

Таблица 2. Экологический статус акваторий, где проводилось стресс–тестирование моллюсков р. Кама в черте г. Набережные Челны

Название станции	Значение $T_{восст}$ , мин	Экологический статус
Правый берег Камы	$49,4 \pm 4,2$	Высокий
Начало города	$64,4 \pm 7,3$	Хороший
Место сброса ЛВ	$76,9 \pm 5,3$	Посредственный
Городской пляж	$50,0 \pm 8,5$	Хороший
За плотиной (с.Бетьки)	$73,1 \pm 9,2$	Посредственный

Результаты тестирования функционального состояния моллюсков исследованных акваторий р. Волга в черте г. Чебоксары представлены в виде гистограммы на рис. 3.



**Рис. 3.** Время восстановления ЧСС ( $T_{\text{восст}}$ ) перловиц из акваторий р. Волга каждой из исследованных станций в черте г. Чебоксары.

В соответствии с рекомендациями табл. 1, предложенными в работах [2, 3], следует, что статусы здоровья экосистем акваторий станций вблизи п.г.т. Сосновка и «Левобережный» относятся к – «Высокому», а остальных трех – к «Хорошему». Эти результаты позволяют сделать вывод, что антропогенная нагрузка в черте г. Чебоксары не вносит существенного вклада в загрязнение р. Волга.

На основе анализа функционального состояния (здоровья) моллюсков и анализа мягких тканей и донных осадков на содержание тяжёлых металлов были оценены состояния (здоровья) экосистем пяти акваторий р. Волга вдоль побережья г. Чебоксары.

Акватории р. Кама, которые в черте г. Набережные Челны были выбраны для исследования, имели различную антропогенную нагрузку. Результаты данного исследования дали возможность оценить, как изменения этой нагрузки влияют на функциональное состояние местных двусторчатых моллюсков-фильтраторов *Unio pictorum* р. Кама. По измеренным величинам биомаркеров  $T_{\text{восст}}$  моллюсков была проведена оценка экологического статуса акваторий г. Набережные Челны. Наиболее высокий статус оказался у станции 1 (правый берег Камы), хороший – станции 2 (начало города) и 4 (городской пляж), посредственный – станции 3 (место сброса ливневых вод) и 5 (за плотиной ГЭС, в районе с. Бетьки, недалеко от места сброса биологически очищенных сточных вод ООО «ЧЕЛНЫВОДОКАНАЛ»).

На основе сравнительного анализа концентраций тяжелых металлов (Fe, Cd, Mn, Cu, Sn, Pb, Zn) в мягких тканях моллюсков и в донных осадках, отобранных в этих акваториях было установлено значительное превышение концентрации марганца, свинца и железа именно в тех рекреационных акваториях г. Набережные Челны, в которых наблюдался самый низкий экологический статус основанный на сравнении функционального состояния моллюсков, определяемого по величине  $T_{\text{восст}}$  моллюсков. Загрязнение донных осадков этих акваторий и мягких тканей обитающих в них моллюсков именно данными металлами могут являться важной причиной наихудшего экологического статуса здоровья экосистем этих акваторий.

Тестирование функционального состояния (здоровья) моллюсков, обитающих непосредственно в нескольких исследованных рекреационных акваториях р. Волга в черте г. Чебоксары показало, что наиболее быстро ЧСС восстанавливалась у моллюсков из акватории пляжа вблизи поселка городского типа Сосновка ( $T_{\text{восст}}$  составило  $38,1 \pm 8,4$  мин), наиболее медленно — у моллюсков из акватории пляжа «Заовражный» ( $62,5 \pm 3,8$  мин).

Согласно полученным данным рекреационные акватории р. Волга в черте г. Чебоксары по ранжированию экологического статуса водоемов по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$  соответствуют экологическому статусу не ниже чем «Хороший», что указывает на то, что г. Чебоксары не вносит существенного вклада в уровень загрязнения реки Волги, который может отрицательно влиять на здоровье местных водных животных.

Таким образом, результаты проведенного исследования наглядно демонстрируют возможность дифференциации экологического состояния акваторий водотоков в черте городов, через которые они протекают, что может стать важным дополнением к региональным программам экологического мониторинга больших и малых городов.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, тема № АААА-А19-119020190122-6 "Научные основы оценки здоровья экосистем Северо-Запада России и предупреждения угроз экологической безопасности". Номер темы в РосРид: 122041100085-8, а также в рамках плановой темы № 121050500046-8 при частичной поддержке приоритетного проекта Оздоровление Волги по теме № АААА-А18-118052590015-9.*



#### Список литературы:

1. Холодкевич С.В. Опыт скрининговых исследований здоровья экосистем морских и пресноводных акваторий на основе оперативной оценки состояния обитающих в них двустворчатых моллюсков методом функциональной нагрузки. Проблемы и перспективы развития // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. Борок: Институт биологии внутренних вод. 2022. Вып. 100 (103). С. 97–118. DOI: 10.47021/0320–3557–2022–97–118.
2. Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В., Куракин А.С., Солдатов А.А., Гостюхина О.Л., Головина И.В., Андреев Т.И., Киринов М.П. Новый методологический подход к оперативной оценке экологического состояния прибрежных морских акваторий // Известия ТИНРО. 2018. Т. 194. С. 215–238. <https://doi.org/10.26428/1606–9919–2018–194–215–238>.
3. Холодкевич С.В., Шаров А.Н., Чуйко Г.М., Кузнецова Т.В., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества пресноводных экосистем по функциональному состоянию двустворчатых моллюсков // Водные ресурсы. 2019. Т. 46, № 2. С. 214–224.

## ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЯПОНСКОГО МОРЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

С.А. Черкашин<sup>1</sup>, Т.С. Пряжевская<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Тихоокеанский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО»), 690091 г. Владивосток, [sergey.cherkashin@tinro.ru](mailto:sergey.cherkashin@tinro.ru)

<sup>2</sup>Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет, 690095 г. Владивосток

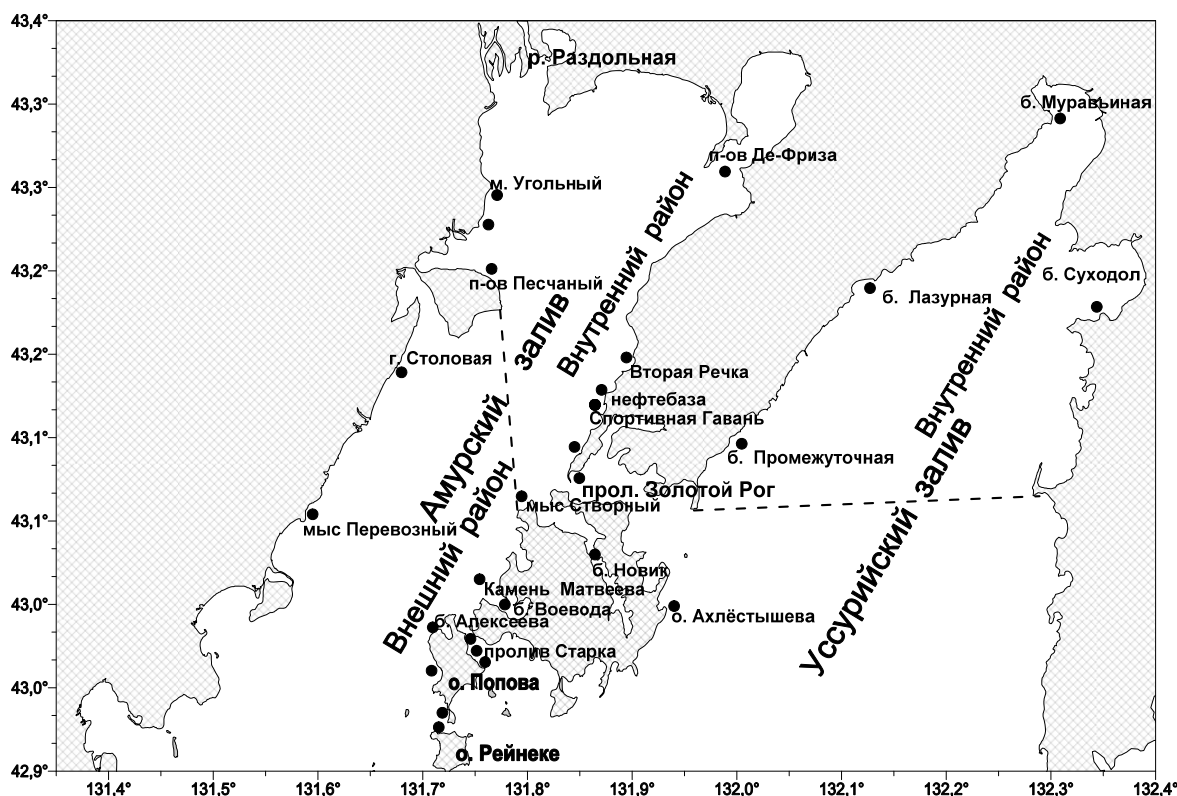
Показана острая токсичность для мизид вод наиболее загрязненных участков заливов Приморья, обычно при высокой температуре. В тоже время доказано хорошее качество вод большинства исследованных акваторий. Биотестирование 2003–2022 гг. выявило его улучшение, в последние годы экотоксикологическая ситуация в Амурском заливе остается удовлетворительной.

Среди акваторий Японского моря самому мощному антропогенному воздействию, подвержены заливы Южного Приморья, особенно их прибрежные экосистемы. К наиболее загрязненным относят западную часть Уссурийского залива, внутренние районы Амурского залива и бухту Золотой Рог [1].

В настоящее время значительная роль в оперативной оценке последствий загрязнения принадлежит биотестированию, основанному на регистрации в экспериментах изменений тест-функции используемой биосистемы (тест-объекта), обычно тест-организма. Особи в первую очередь подвергаются воздействию измененной среды обитания, поэтому действие загрязняющих веществ на сообщества видов и составляющие их популяции не может быть понято без знания индивидуальных ответов тест-организмов [2]. Так как в водах заливов Приморья регистрируют относительно низкие концентрации большинства поллютантов, для оценки их экотоксикологического состояния перспективны высокочувствительные или низкорезистентные тест-объекты. Многочисленные исследования свидетельствуют о повышенной уязвимости к токсикантам некоторых видов мелкоразмерных ракообразных, особенно мизид (*Mysidae*, *Mysidacea*) [2–4]. Биотестирование на мизидах входит в комплекс экотоксикологических исследований состояния заливов Приморского края с 1984 г. Доказана повышенная уязвимость для поллютантов двух массовых видов мизид *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis shikhotaniensis* по сравнению с большинством тест-организмов из Японского моря и с рачками *Artemia salina*, широко используемыми многими организациями. Цель настоящей работы – обобщение результатов многолетних исследований состояния вод прибрежных акваторий Амурского и Уссурийского заливов и оценка тенденций его изменения.

Биотестирование состояния вод осуществляли, используя утвержденные Минюстом РФ [5]. Материалом для оценки экотоксикологического состояния прибрежных акваторий служили пробы воды, отбираемые ежемесячно с мая по сентябрь, иногда октябрь включительно, из поверхностного слоя (до 0.7 м) в 2003–2022 гг. на 27 станциях, расположенных у побережья Амурского и Уссурийского заливов (рис. 1). Опыты проводили на научно-экспериментальной базе ТИНРО-Центра на о. Рейнеке, а с сентября 2020 г. на обособленном подразделении марикультуры о. Попова. Эти острова расположены на границе между внешними акваториями Амурского и Уссурийского заливов в зал. Петра Великого. Пробы объемом по 2.5 л, собранные как в более загрязненных районах, так и в условно-фоновом районе (у о-вов Рейнеке или Попова), доставляли в аквариальную, где тестировали в трех повторностях с применением мизид в качестве тест-объектов. Опыты выполняли на мизидах, отловленных в прибрежной зоне условно-фоновой акватории, после их акклимации к лабораторным условиям (освещению, температуре). В каждую емкость с 600 мл пробы помещали тест-организмы (по 6 мизид *Neomysis mirabilis* в мае, июне и *Paracanthomysis shikhotaniensis* в июле, августе и сентябре), выдерживали их 96 ч в тестируемой воде и ежедневно фиксировали смертность рачков. Эти массовые виды мизид играют существенную роль в прибрежных экосистемах и являются перспективными промысловыми объектами. В течение биотестирования рачков не кормили. Погибших животных ежедневно удаляли из стаканов с пробами. Показателем состояния вод является смертность тест-организмов в пробах. Критерий острой токсичности воды в том или ином районе –

статистически достоверное различие смертности мизид в пробах из районов с различным уровнем загрязнения по сравнению с условно-фоновым районом.



**Рис. 1.** Карта-схема отбора проб воды для биотестирования. Пунктирные линии – границы между внутренней и внешней акваториями заливов.

Общий спад производственной деятельности в Приморском крае и, как следствие, снижение антропогенной нагрузки в 1990-е гг. способствовал заметному улучшению экотоксикологического состояния исследованных участков зал. Петра Великого [6]. Тем не менее, и в последующие годы в кратковременных опытах удалось выявить негативное влияние загрязненных вод отдельных, обычно внутренних, акваторий залива на выживаемость мизид.

Многолетнее биотестирование состояния среды обитания гидробионтов продемонстрировало токсичность исследованных проб из локальных участков внутренней акватории Амурского залива, прилегающей к центральной части г. Владивостока и подверженной интенсивному антропогенному загрязнению. Однако показатели выживаемости мизид в водах из этого района в среднем были достоверно ниже, чем из внешней части залива лишь в августе и сентябре 2003 г., а также в июле 2007 г. Различие гибели мизид в пробах из поверхностного слоя вод внутренней и внешней акваторий Амурского залива в эти месяцы в среднем составляло 43-47 %. Дальнейшее биотестирование вод выявило улучшение экотоксикологического состояния большинства исследованных акваторий залива, очевидно, из-за снижения загрязнения. В 2008–2022 гг. различие гибели мизид в пробах из внутренней и внешней акваторий Амурского залива в среднем не превышало 30%. Смертность тест-организмов в пробах из внутренних акваторий в июне 2014, 2018, 2020 гг. и в июле 2019 г. в среднем была даже незначительно ниже, чем в воде из внешних участков залива. В последние годы качество вод в заливе перестало улучшаться.

Биотестирование состояния качества вод прибрежных акваторий Уссурийского залива, проведенное в 2006-2007 гг. с использованием мизид *P. shikhotaniensis*, не выявило существенной токсичности вод большинства обследованных акваторий залива. Однако вода, отобранная в вершинной части Уссурийского залива (в бухте Муравьиной) в первой декаде сентября 2006 г., вызывала гибель всех тест-организмов в течение первого часа экспозиции. Хотя в этом случае отмечено опреснение пробы до 21.4 ‰, тем не менее, при такой солености ранее в опытах не обнаружено столь высокой смертности тест-объектов. Следовательно, обнаруженная токсичность проб воды из бухты вызывалась, вероятно, загрязнением акватории. Менее токсичной оказалась вода из бухты Промежуточная, в которую стекает крупный ручей, идущий из-под золоотвалов ТЭЦ-2. После 72-часовой экспозиции гибель рачков в отобранной здесь воде составляла 73%, а у о. Рейнеке (условно-фоновом районе) – лишь 20 %. Важно отметить, что существенные превышения фона для большинства из исследованных металлов наблюдали в водорослях именно этих районов - мысов Геллера и Муравьиный в вершине залива, в бухтах Промежуточная и Десантная в городской зоне г. Владивостока [7]. Следует отметить значительную изменчивость качества среды в

бухте Муравьиной. Так, при биотестировании состояния вод вершинной части Уссурийского залива, проведенном в августе 2007 г., в 96-часовых опытах на мизиды *P. shikhotaniensis* при температуре 19 – 21 °C не выявили токсичности проб.

Отмечено, что по ряду физико-химических показателей, характеризующих экотоксикологическое состояние прибрежных акваторий, существуют заметные отличия экологической ситуации во внутренней (более загрязненной) и внешней (условно-фоновой) зонах района исследований. Сопоставление гидрохимических и токсикологических показателей состояния вод не выявило существенного воздействия на выживаемость тест-организмов в пробах воды из внутренних наиболее загрязненных акваторий залива температурного режима биотестирования, насыщения проб кислородом и отмечаемого опреснения. Следовательно, увеличение смертности рачков вызывали токсичные концентрации загрязнителей.

Анализ сезонной изменчивости результатов биотестирования выявил токсичность наиболее загрязненных вод локальных участков акватории Амурского и Уссурийского заливов, обычно в июле-августе при более высокой температуре (17-23 °C). В то же время показано отсутствие токсичности вод большинства исследованных акваторий зал. Петра Великого для двух массовых видов мизид (*N. mirabilis* и *P. shikhotaniensis*). В мае-июне и сентябре-октябре, учитывая условия биотестирования и температурный режим, отсутствие достоверных различий смертности рачков в тестируемых пробах говорило о хорошем качестве вод.

Однако существенные, но кратковременные повышения загрязнения после залповых сбросов, происходивших в последние годы, значительно снижали выживаемость мизид в опытах. Например, во второй декаде сентября 2008 г. биотестирование последствий загрязнения Амурского залива, выполненное после замора гидробионтов во внутренних районах, показало достоверное увеличение смертности рачков при 48-часовой экспозиции в пробах, взятых в бухте Новик и у нефтебазы; при 72-часовой экспозиции достоверное увеличение количества погибших особей до 77% сохранялось лишь в пробе, отобранной у нефтебазы (рис. 2). Вероятно, различия в динамике гибели мизид связаны с особенностями загрязнения этих акваторий.

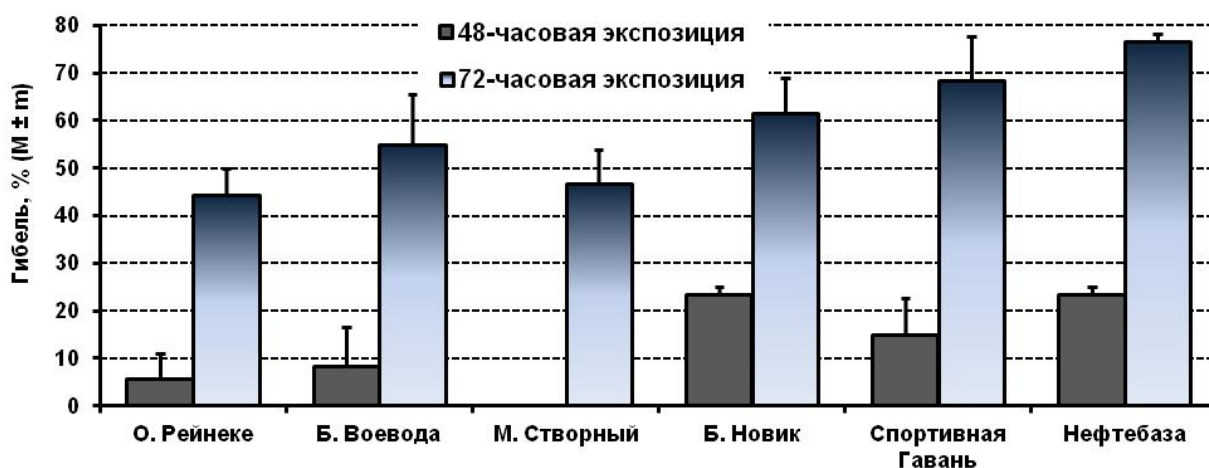


Рис. 2. Гибель мизид *P. shikhotaniensis* при биотестировании вод Амурского залива, сентябрь 2008 г.

Качество вод более загрязненной внутренней зоны Амурского залива в сентябре 2008 г. после замора в среднем достоверно не отличалось от условно-фоновой зоны, в отличие от 2003 и июля 2007 гг. Гибель мизид в воде, отобранной у о. Рейнеке, как и обычно, была меньше, чем в других пробах. Однако, по сравнению с 2007 г., выживаемость рачков в воде из этого района уменьшилась в два раза – в пробах из условно-фоновой акватории смертность мизид при 72-часовой экспозиции увеличилась до 44.5 % (рис. 2). Данный замор не привел к дефициту кислорода в поверхностном слое вод, следовательно, повышенную смертность тест-организмов вызвали токсичные концентрации загрязнителей, которые распространились с течениями во внешние акватории залива.

Подводя итоги биотестирования состояния мелководных районов зал. Петра Великого, важно отметить отсутствие токсичности вод большинства исследованных акваторий для двух массовых видов мизид. В то же время достоверна острая токсичность проб из локальных наиболее загрязненных участков Амурского и Уссурийского заливов. Температурный, кислородный режимы биотестирования и отмечаемое опреснение некоторых проб не оказывали существенного воздействия на различие выживаемости тест-объектов в тестируемых водах. Очевидно, ускорение гибели рачков вызывало загрязнение, степень влияния которого зависит от свойств загрязнителей и температуры воды. Многолетнее биотестирование вод выявило уменьшение негативных последствий загрязнения по сравнению с ситуацией до 2009 г., но отдельные залповые сбросы загрязнителей снижали выживаемость мизид при тестировании в лабораторных опытах. В последние годы качество вод в заливе перестало улучшаться. Так как ранее нами доказана повышенная уязвимость этих ракообразных к загрязнителям по сравнению с большинством тест-организмов из



дальневосточных морей России, то в большинстве районов залива качество вод в настоящее время вполне благоприятно и для других гидробионтов. Лучшие экотоксикологические условия были и остаются в условно-фоновой открытой островной зоне зал. Петра Великого.

#### Список литературы:

1. Ростов И.Д., Рудых Н.И., Ростов В.И. Межгодовая динамика уровня загрязненности акваторий залива Петра Великого за последние 40 лет // Вестник ДВО РАН. – 2015. – Т. 6, № 184. – С. 49-63.
2. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128, ч. III. – С. 1020-1035.
3. Пряжевская Т.С., Черкашин С.А. Влияние меди на выживаемость мизид *Neomysis mirabilis* и *Paracanthomysis sp.* (Crustacea: Mysidacea) // Изв. ТИНРО. – 2014. – Т. 177. – С. 219-226.
4. Черкашин С.А. Влияние цинка на выживаемость некоторых видов мизид, десятиногих и веслоногих ракообразных из залива Петра Великого Японского моря // Биол. моря. – 2020. – Т. 46, № 3. – С. 200–206.
5. Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Под редакцией С.А. Соколовой. М.: ВНИРО, 2011. – 201 с.
6. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопр. рыболовства. – 2005. – Т. 6, №4(24). – С. 637-652.
7. Христофорова Н.К., Кобзарь А.Д., Григоров Р.А. Уссурийский залив: загрязнение прибрежных вод тяжелыми металлами и его оценка с использованием бурых водорослей // Вестник ДВО РАН. – 2020. – №3. – С. 116-125.

### ПОКАЗАТЕЛИ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО РАЗНООБРАЗИЯ СООБЩЕСТВ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГОРНЫХ ВОДОТОКОВ

Л.В. Яныгина, Д.Д. Волгина

*Институт водных и экологических проблем, Сибирское отделение Российской академии наук,  
656038 Барнаул, yan\_lv@mail.ru*

Показано существенное снижение показателей таксономического и функционального богатства сообществ макробеспозвоночных на участках ниже населенных пунктов по сравнению с участками выше поселков. Рекомендовано использовать индекс функционального богатства при оценке экологического состояния водотоков.

Пресноводные системы, в том числе реки, относятся к числу наиболее уязвимых экосистем во всем мире. Сброс недостаточно очищенных промышленных и бытовых сточных вод, диффузное поступление загрязняющих веществ с урбанизированных и сельскохозяйственных территорий, изменения гидрологического режима водотоков (в том числе в результате строительства гидротехнических сооружений, углубления русла, добычи нерудных материалов) приводят к трансформациям водных экосистем и ухудшению качества их вод. Важным этапом сохранения здоровья водных экосистем является оценка экологического состояния водных объектов, которое, в свою очередь, в значительной степени определяется состоянием водных биоценозов. В связи с низким уровнем развития планктоценозов и невысокой степенью зарастания горных водотоков биоиндикация экологического состояния этих водных объектов основывается преимущественно на характеристиках макрозообентоса. В практике экологического мониторинга разных стран используется множество биоиндикационных показателей, рассчитываемых по составу и структуре донных сообществ, однако подавляющее большинство этих индексов основано на таксономическом подходе к оценке экологического состояния и учитывает преимущественно видовое богатство донных сообществ, а также соотношение видового богатства и/или численности чувствительных/толерантных таксонов.

Многочисленные исследования последних лет показывают, что не только таксономический состав, но и функциональные характеристики сообществ предсказуемо реагируют на изменения качества воды, гидроморфологические нарушения русла и другие факторы трансформации среды обитания [1–3]. Использование подходов, основанных на анализе совокупности таксономических и функциональных характеристик, может предоставить дополнительную информацию о процессах, лежащих в основе организации сообществ, поскольку таксономический и функциональный состав сообществ могут быть частично структурированы различными процессами [4]. В связи с этим особый интерес представляет сравнительный анализ изменения показателей таксономического и функционального разнообразия сообществ разнотипных водных экосистем в ответ на различные виды антропогенного воздействия.

Функциональное разнообразие количественно определяется на основе оценки изменчивости или разнообразия функциональных признаков в сообществе. Под функциональными признаками понимаются любые измеримые характеристики организма, которые определяют экологическую роль вида в сообществе [2]. В качестве функциональных признаков могут рассматриваться любые морфологические, физиологические, фенологические или поведенческие признаки организма, которые отражают его приспособленность к условиям среды обитания [5]. Наиболее часто в качестве функциональных признаков используются сведения об особенностях питания особей, характере потребляемой пищи и способе ее добычи.

При оценке функционального разнообразия сообществ обычно используют показатели функционального богатства, равномерности, дивергенции и избыточности [2]. Функциональное богатство представляет собой объем функционального пространства, занимаемого совокупностью видов. Функциональная равномерность оценивает, насколько равномерно распределено обилие видов в пространстве признаков, то есть все ли признаки одинаково представлены, или некоторые признаки чрезмерно представлены, а другие недопредставлены. Функциональная равномерность увеличивается за счет более равномерного распределения обилия видов с различными функциональными признаками и снижается, когда в сообществе представлены преимущественно виды с одинаковыми функциональными признаками (также как и индексы выравненности при анализе таксономического разнообразия). Функциональная дивергенция определяет, насколько далеко находятся виды с высокой численностью от центра функционального пространства. Высокий уровень функциональной дивергенции может быть связан с высокой степенью дифференциации ниш между видами внутри сообществ: наиболее распространенные виды очень непохожи и слабо конкурируют. Еще один показатель функционального разнообразия – квадратичная энтропия Рао используется в качестве меры, измеряющей среднее функциональное расстояние между двумя случайно выбранными особями, и количественно определяет, насколько функционально похожи особи в пространстве признаков [1].

В данной работе для оценки особенностей трансформации донных сообществ низкоргорных водотоков Алтая под влиянием селитебных территорий были рассчитаны показатели таксономического и функционального разнообразия сообществ на участках выше и ниже населенных пунктов.

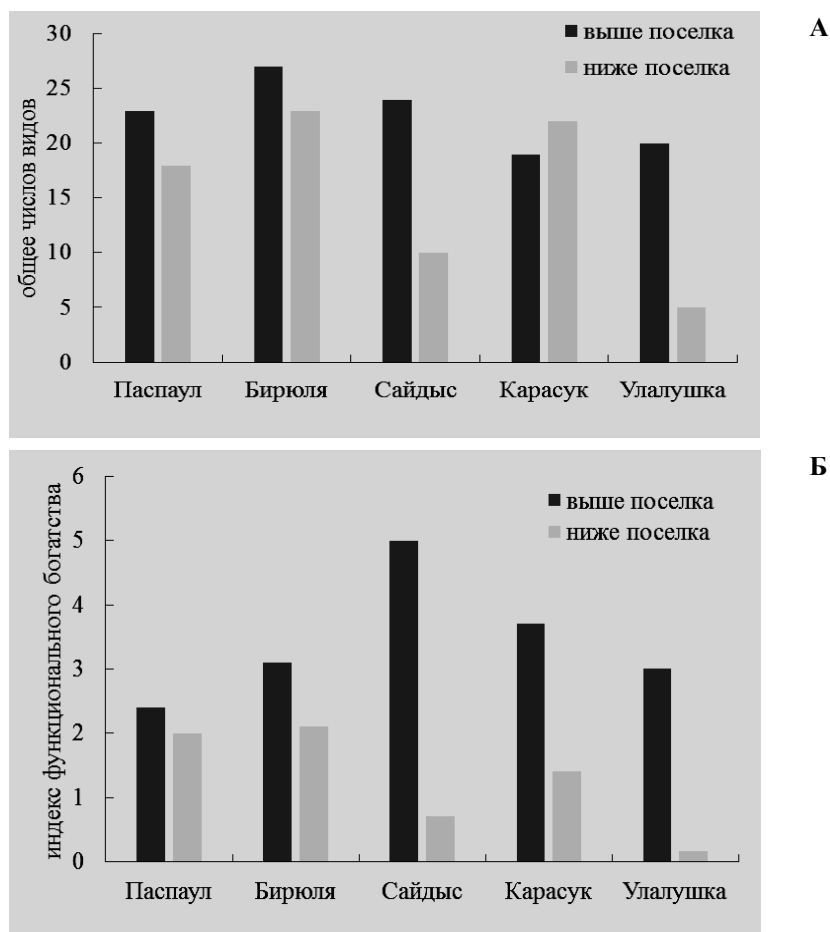
Материалом для работы послужили сборы макробеспозвоночных в апреле–мае 2022 г. в пяти малых низкоргорных водотоках Северного Алтая: р. Паспаул (выше и ниже с. Паспаул), р. Карасук (выше и ниже с. Карасук), р. Сайдыс (выше и ниже с. Средний Сайдыс), р. Бирюля (выше с. Бирюля и в устье) и р. Улалушка (выше г. Горно–Алтайска и в устье). С использованием бентометра (площадь захвата 0.04 м<sup>2</sup>) в каждой реке было отобрано по 3 пробы зообентоса. Наибольшей чувствительностью к антропогенным стрессорам обладают поденки (Ephemeroptera), веснянки (Plecoptera) и ручейники (Trichoptera) (так называемые ЕРТ–таксоны), в связи с этим структурные перестройки сообществ макробеспозвоночных оценивали по изменениям таксономического и функционального разнообразия этих трех отрядов насекомых. В качестве функциональных признаков использованы сведения о максимальных размерах особей данного вида, их отношении к температуре и скорости течения, а также об особенностях питания. Для оценки уровня трансформации донных сообществ водотоков, протекающих по селитебным территориям, был рассчитан индекс EQI – отношение значения показателя выше населенного пункта к значению этого же показателя ниже поселка.

Исследованные реки характеризовались сравнительно высоким таксономическим богатством: на участках выше поселков было обнаружено от 19 до 27 ЕРТ таксонов (рис. 1А). Максимальное видовое богатство отмечено в р. Бирюля (28 таксонов), минимальное – в р. Карасук (19 таксонов). При этом следует отметить, что в период исследований в р. Карасук выше поселка были отмечены повышенные показатели мутности, вызванные ремонтными работами на проходящей вдоль реки автодороге. Для большинства водотоков (кроме р. Карасук) отмечено снижение видового богатства макробеспозвоночных ниже населенных пунктов. Наиболее выраженное падение таксономического богатства отмечено для р. Улалушка и р. Сайдыс.

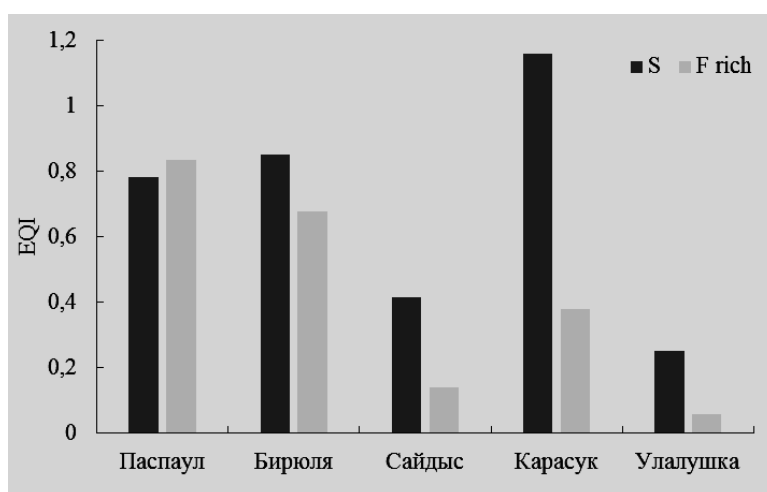
Наибольшие значения функционального богатства отмечены в р. Сайдыс выше п. Средний Сайдыс, наименьшие – в устье р. Улалушка (рис. 1Б). Функциональное богатство донных сообществ варьировало на участках выше поселка более значимо, чем таксономическое богатство (коэффициент вариации 65.36% и 28.67%, соответственно). Для всех исследованных рек отмечено снижение функционального богатства донных сообществ на участках ниже населенных пунктов по сравнению с вышерасположенными зонами. Наиболее значимое снижение характерно для рек Сайдыс и Улалушка. В целом, показатели функционального и таксономического богатства умеренно коррелировали друг с другом ( $R=0,6$ ), отражая схожие тенденции ухудшения экологического состояния водотоков в селитебных зонах. При этом оценки степени трансформации донных сообществ по функциональному и таксономическому богатству для большинства рек существенно различались.

Расчеты индекса EQI показали схожие оценки уровня трансформации донных сообществ, полученные по показателям таксономического и функционального богатства, только для р. Паспаул (рис. 2). Для рек Сайдыс, Карасук и Улалушка отмечено более значимое снижение функционального богатства по сравнению с таксономическим. Вероятно, это связано с сохранением в донных сообществах на участках ниже

селитебных зон только видов со схожими функциональными признаками. В связи с тем, что эти виды составляют значимую часть таксономического богатства на исследованных участках рек, снижение таксономического богатства ниже селитебных зон оказалось менее значимым, чем снижение функционального богатства. Существенное снижение функционального богатства ниже селитебных зон может свидетельствовать о потере донными сообществами некоторых функций.



**Рис. 1.** Общее видовое богатство (А) и функциональное богатство (Б) сообществ макробеспозвоночных низкоречных водотоков Алтая на участках выше и ниже населенных пунктов.



**Рис. 2.** Значения индексов EQI, рассчитанных по видовому (S) и функциональному (F rich) богатству сообществ макробеспозвоночных низкоречных водотоков Алтая.

Показатели функциональной выравненности, дивергенции и дисперсии не показали однонаправленных трендов: отмечены тенденции как их увеличения, так и снижения ниже поселков по сравнению с вышерасположенными зонами (таблице).

Таблица. Показатели функционального разнообразия сообществ макробеспозвоночных низкоречных водотоков Алтая

Река	Участок	F rich	F eve	F div	F dis	Raoq
Паспаул	Выше с. Паспаул	2.38	0.48	0.78	1.65	2.15
	ниже с. Паспаул	2.04	0.63	0.78	1.47	1.96
Бирюля	Выше с. Бирюля	3.13	0.48	0.75	1.76	2.29
	в устье	2.17	0.43	0.75	1.85	2.36
Сайдыс	Выше с. Средний Сайдыс	5.00	0.55	0.78	1.72	2.32
	ниже с. Средний Сайдыс	0.71	0.63	0.77	1.54	1.97
Карасук	Выше с. Карасук	3.67	0.53	0.77	1.74	2.29
	ниже с. Карасук	1.46	0.40	0.79	1.51	1.96
Улалушка	Выше г. Горно–Алтайска	3.00	0.39	0.79	1.30	1.75
	в устье	0.17	0.72	0.75	1.43	1.84

Примечание: F rich – функциональное богатство, F eve – выравненность, F div – дивергенция, F dis – дисперсия, Raoq – квадратичная энтропия Рао.

Таким образом, проведенные исследования показали, что функциональное богатство является важным показателем, способным отражать степень антропогенной трансформации водных экосистем. Снижение таксономического и функционального богатства донных сообществ ниже селитебных зон свидетельствует о высокой значимости этого вида антропогенного воздействия в трансформации донных сообществ низкоречных водотоков Алтая.

*Авторы выражают благодарность сотрудникам лаборатории гидробиологии ИВЭП СО РАН к.б.н. О.С. Бурмистровой, к.б.н. А.В. Котовицкому, В.Л. Парадосскому и П.А. Шитуну за помощь в отборе проб.*

*Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22–24–00757, <https://rscf.ru/project/22-24-00757/>.*

#### Список литературы:

1. Li Z., Jiang X., Wang J., Meng X., Heino J., Xie Z. Multiple facets of stream macroinvertebrate alpha diversity are driven by different ecological factors across an extensive altitudinal gradient // Ecology and Evolution. – 2019 – v. 9. – P. 1306–1322. <https://doi.org/10.1002/ece3.4841>.
2. Schmera D., Heino J., Podani J. et al. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research // Hydrobiologia. – 2017. – v. 787. – 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>.
3. Carvalho F., Brown K.A., Waller M.P., Razafindratsima O.H., Boom A. Changes in functional, phylogenetic and taxonomic diversities of lowland fens under different vegetation and disturbance levels // Plant Ecology. – 2020. – v. 221. – P. 441–457. doi:10.1007/s11258-020-01024-1.
4. Heino J., Mykrä H., Kotanen J., Muotka T. (). Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? // Ecography. – 2007. – v. 30 (2). – P. 217–230. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.04894.x.
5. Олимпченко В.Г., Казанцева Е.С., Елумеева Т.Г. Абиотические факторы сильнее влияют на функциональные признаки, чем биотические: эксперименты с пересадками в высокогорьях // Журнал общей биологии. – 2020. – Т. 81, № 5. – С. 352–361. DOI 10.31857/S0044459620050097.

## СОДЕРЖАНИЕ

### СУДЬБА, БИОДОСТУПНОСТЬ, БИОТРАНСФОРМАЦИЯ, БИОАККУМУЛЯЦИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

Беланов М.А., Щелканов М.Ю., Панкратов Д.В., Цыганков В.Ю. ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ В ПТИЦАХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНОГО ПРИМОРЬЯ	5
Беляков Е.А., Гарин Э.В., Чекмарева Е.А. СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ МАКРОФИТАХ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	7
Бизбородов В.О., Ковековдова Л.Т. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ FE, ZN, CU, MN, NI, PB, CD, AS ОРГАНАМИ ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ РЕКИ АМУР	10
Боровкова А.Д., Боярова М.Д., Метревели В.Е., Цыганков В.Ю. ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В МОЛЛЮСКАХ СЕМЕЙСТВА MYTILIDAE ЗАЛ. ВОСТОК (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)	12
Вахрамеева Е.А. ГАЛОГЕНОРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛЫХ БОРЕАЛЬНЫХ ОЗЕР ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА	14
Гамов М.К., Ковековдова Л.Т., Метревели В.Е., Цыганков В.Ю. БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТОКСИЧНЫХ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ОРГАНАХ ЧЁРНОГО ПАЛТУСА ( <i>REINHARDTIUS HIPPOGLOSSOIDES</i> (WALBAUM, 1792)) ИЗ БЕРИНГОВА МОРЕЯ	17
Донец М.М., Гумовский А.Н., Гумовская Ю.П., Кульшова В.И., Цыганков В.Ю. ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В РЫБАХ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. АМУР	19
Камардин Н.Н. ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МОЛЛЮСКА <i>ARIANTA ARBUSTORUM</i> (LINNÆUS, 1758) ДЛЯ МОНИТОРИНГА АЭРОЗОЛЬНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЫ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА	22
Катайкина О.И., Матвеев В.И., Симоконов М.В. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТКАНЯХ РЫБ ОЗЕРА ХАНКА	25
Колпакова Е.С., Вельяминова А.В., Вахрамеева Е.А., Королева Т.А., Кокрятская Н.М. ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВАХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ	28
Комов В.Т., Сигарева Л.Е., Базаров М.И., Тимофеева Н.А., Гремячих В.А. СВЯЗЬ НАКОПЛЕНИЯ РТУТИ В МЫШЦАХ ТЮЛЬКИ <i>CLUPEONELLA CULTRIVENTRIS</i> (NORDMANN, 1849) С СОДЕРЖАНИЕМ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПИГМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И КАМЫ	31
Литвиненко А.В., Христофорова Н.К., Горячев С.В., Иванова М.А., Салимзянова К.Р., Воитков А.Д. СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛОСОСЯХ С ДЛИТЕЛЬНЫМ ПРЕСНОВОДНЫМ ЦИКЛОМ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ПАЦИФИКИ	34
Мазур В.В. ИССЛЕДОВАНИЕ ФАКТОРОВ ФОРМИРОВАНИЯ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ МАЛЫХ ВОДОТОКОВ В ОКРЕСТНОСТЯХ Г. СЫКТЫВКАРА	38
Миронова Е.К., Неверова В.В., Купина В.В., Фигурина Т.К., Цыганков В.Ю. АККУМУЛЯЦИЯ ХОП И ПХБ В ОРГАНИЗМЕ ЖЕНЩИН ПРИБРЕЖНЫХ И ОСТРОВНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ОХОТСКОГО МОРЕЯ	41
Никонова А.А., Суханова Е.В., Зименс Е.А., Глызина О.Ю., Ханаев И.В., Пашкова Г.В., Дылгеров С.Д., Шабалина О.В., Баженов Б.Н., Дуброва К.С., Воробьева С.С. ВЛИЯНИЕ АНИОННЫХ ДЕТЕРГЕНТОВ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ	43

Поддубная Н. Я., Салькина Г.П., Волошина И.В., Никандрова В.А., Смирнова А.А., Тимошкин А.А., Глушков И.С. ОБЩАЯ РТУТЬ В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ ОКОЛОВОДНЫХ ЗЕМЛЕРОЕК РОДА <i>CROCIDURA WAGLER</i> , 1832 НА ЮГО-ВОСТОКЕ ПРИМОРСКОГО КРАЯ	47
Румянцева О.Ю., Иванова Е.С. СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ И СООТНОШЕНИЕ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ АЗОТА И УГЛЕРОДА В ВОЛОСАХ НАСЕЛЕНИЯ С РАЗЛИЧНЫМ КОЛИЧЕСТВОМ РЫБЫ ИЗ ВОДОЕМОВ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ В РАЦИОНЕ ПИТАНИЯ	49
Соловьёва О.В., Тихонова Е.А., Алёмова Т.Е., Барабашин Т.О., Ерёмкина Е.С. УГЛЕВОДОРОДЫ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАЛИВА СИВАШ В ПЕРИОД ЕГО ОСОЛОНЕНИЯ (КРЫМСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)	52
Тельнова Т. Ю., Моргунова М. М., Шашкина С. С., Власова А. А., Мишарина Е. А., Аксёнов-Грибанов Д. В. ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ИБУПРОФЕНА В БАЙКАЛЬСКИХ ЭНДЕМИЧНЫХ АМФИПОДАХ	55
Тихонова Е.А., Соловьёва О.В., Барабашин Т.О. ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИЕ АРОМАТИЧЕСКИЕ УГЛЕВОДОРОДЫ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА ДОНУЗЛАВ (КРЫМ)	56
Тропин Н. Ю., Рахматуллина С. Н., Воробьев Е. Д., Воробьев Д. С., Франк Ю. А. МИКРОПЛАСТИК В ЖЕЛУДОЧНО-КИШЕЧНОМ ТРАКТЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ КУБЕНСКОГО ОЗЕРА	60
Тютин А. В., Гремячих В. А., Медянцева Е. Н., Тютин В. А., Комов В. Т. СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В МУСКУЛАТУРЕ ДВУХ ВИДОВ КАРПОВЫХ РЫБ ИЗ ДВУХ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЁМОВ ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ НА ФОНЕ ЗАРАЖЕНИЯ МЕТАЦЕРКАРИЯМИ <i>POSTHODIPLOSTOMUM CUTICULA</i> (NORDMANN, 1832)	63
Цыганков В.Ю., Донец М.М., Беланов М.А., Боровкова А.Д., Миронова Е.К., Удовикин Т.Р., Черняев А.П. ИССЛЕДОВАНИЯ СОЗ В ВОДНЫХ И ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА РОССИИ	65
Чекмарева Е.А., Григорьева И.Л. СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ ПРИТОКОВ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	67
Шашуловская Е.А., Сивущина М.А. РТУТЬ В БИОГИДРОЦЕНОЗЕ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	70
<b>БИОХИМИЧЕСКИЕ, ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ, ПОВЕДЕНЧЕСКИЕ РЕАКЦИИ ГИДРОБИОНТОВ НА ДЕЙСТВИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ</b>	
Боднарь И.С., Чебан Е.В. СОВМЕСТНОЕ ДЕЙСТВИЕ РАДИАЦИИ И КАДМИЯ НА ЛАБОРАТОРНУЮ КУЛЬТУРУ РЯСКИ МАЛОЙ <i>LEMNA MINOR</i> L.	74
Голованова И. Л. ПИЩЕВАРЕНИЕ У РЫБ В УСЛОВИЯХ ПОВЫШЕННОЙ РТУТНОЙ НАГРУЗКИ	76
Заботкина Е.А., Трофимов Д.Ю., Голованова И.Л., Смирнов А.К., Крылов В.В. ВЛИЯНИЕ РТУТИ, НИЗКОЧАСТОТНОГО МАГНИТНОГО ПОЛЯ И ТЕМПЕРАТУРНОГО СТРЕССА НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КАРАСЯ СЕРЕБРЯНОГО <i>CARASSIUS GIBELIO</i> (BLOCH, 1782)	78
Запруднова Р.А. СПЕЦИФИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ИОННОЙ РЕГУЛЯЦИИ ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ В НЕБЛАГОПРИЯТНЫХ УСЛОВИЯХ	82
Королева И.М., Заботкина Е.А. ВЛИЯНИЕ СТОКОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОБЫКНОВЕННОГО СИГА ОЗ. ИМАНДРА (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)	84

Лукьянов Т.Ф., Коржевина В.И., Мачихин А.С., Гурылева А.В., Бурлаков А.Б., Крылов В.В. ВЛИЯНИЕ ГЛИФОСАТА И ИМИДАКЛОПРИДА НА СЕРДЕЧНЫЙ РИТМ <i>DANIO RERIO</i> И <i>DAPHNIA MAGNA</i>	88
Мартемьянов В. И., Маврин А. С., Шаров А. Н., Чернова Е. Н., Шурганова Г. В. ВЛИЯНИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ НА РЕГУЛЯЦИЮ ИОННОГО БАЛАНСА МЕЖДУ ОРГАНИЗМОМ <i>DREISSENA BUGENSIS</i> И СРЕДОЙ	90
Руднева И.И. ОТКЛИКИ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ РАЗВИВАЮЩИХСЯ ЭМБРИОНОВ МОРСКИХ БЕНТОСНЫХ РЫБ НА НЕФТЯНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ	91
Руднева И.И., Шайда В.Г., Медянкина М.В. ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВЛИЯНИЯ БУРОВОГО РАСТВОРА НА МОРСКИЕ БЕНТОСНЫЕ ОРГАНИЗМЫ	95
Сладкова С.В., Любимцев В.А., Холодкевич С.В. ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ	99
Смирнова В.С. ЛЕТНИЙ ФИТОПЛАНКТОН РАЙОНА КИЖСКИХ ШХЕР ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ЕГО ИЗМЕНЕНИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ АНТРОПОГЕНННОГО ВЛИЯНИЯ	101
Сысолятина М.А., Олькова А.С. СРАВНЕНИЕ СУБЛЕТАЛЬНЫХ ЭФФЕКТОВ СУЛЬФАТА ЛАНТАНА, СУЛЬФАТА МЕДИ И ИХ СМЕСЕЙ МЕТОДАМИ ЭКСПРЕСС-БИОТЕСТИРОВАНИЯ	104
Тарлева А.Ф., Кузьмина В.В. ВЛИЯНИЕ АМОРФНОГО ФЕНОЛА И ЕГО ФРАКЦИЙ НА АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ СЛИЗИСТОЙ ОБОЛОЧКИ И ХИМУСА У РЫБ РАЗНЫХ ВИДОВ	107
Тишина Е.А., Поликарпова Л.В., Дроганова Т.С., Лазарева А.А., Васильев Н.В. МНОЖЕСТВЕННЫЕ ФОРМЫ ФЕРМЕНТАТИВНЫХ СИСТЕМ БРЮХОНОГИХ МОЛЛЮСКОВ ПРИ ДЕЙСТВИИ ПИРЕТРОИДОВ	109
Трофимов Д.Ю., Заботкина Е.А. ВЛИЯНИЕ СБРОСА ТЕПЛЫХ ВОД КОНАКОВСКОЙ ГРЭС НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ТЮЛЬКИ ЧЕРНОМОРСКО-КАСПИЙСКОЙ	111
Филиппов А. А., Голованова И. Л., Куливацкая Е. А., Смирнов А. К., Крылов В. В., Котиков Д. Э., Комов В. Т., ВЛИЯНИЕ РТУТИ, МАГНИТНОГО ПОЛЯ И ТЕМПЕРАТУРЫ НА ПИЩЕВАРИТЕЛЬНЫЕ ФЕРМЕНТЫ МОЛОДИ КАРАСЯ	114
Чечкова Н.А. ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСА ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ПОКАЗАТЕЛИ НЕСПЕЦИФИЧЕСКОЙ РЕЗИСТЕНТНОСТИ <i>PARASALMO MYKISS</i>	118
Чуйко Г.М., Сизов Н.С., Шаров А.Н. РЕАКЦИЯ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ ОКИСЛИТЕЛЬНОГО СТРЕССА (СОС) У БУГСКОЙ ДРЕЙССЕНЫ ( <i>DREISSENA BUGENSIS</i> ANDRUSOV, 1897) НА ХРОНИЧЕСКОЕ ПРИСУТСТВИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В УСЛОВИЯХ ПРИРОДНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА	120
Широкова Ю. А., Мадьярова Е. В., Шатилина Ж. М., Тимофеев М. А. ОЦЕНКА СТРЕСС-РЕАКЦИИ БАЙКАЛЬСКИХ ЭНДЕМИЧНЫХ ГЛУБОКОВОДНЫХ АМФИПОД <i>OMMATOGAMMARUS FLAVUS</i> И <i>O. ALBINUS</i> НА ПОВЫШЕНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ СРЕДЫ С УЧЕТОМ ГЛУБИНЫ ИХ ОБИТАНИЯ	122-
<b>СТРУКТУРНЫЕ И ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОПУЛЯЦИЙ ГИДРОБИОНТОВ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ</b>	
Безматерных Д.М., Вдовина О.Н., Свиридов Р.К., Лассый М.В. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ ПРЕДГОРНЫХ ОЗЕР СЕВЕРНОГО И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ	126
Волгина Д. Д. РОЛЬ ЧУЖЕРОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ <i>VIVIPARUS VIVIPARUS</i> (LINNAEUS, 1758) В ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЦИКЛОВ УГЛЕРОДА И АЗОТА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	130

<b>Воробьева Е.М., Бунеева О.В., Судницына Д.Н. МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА НЕКОТОРЫХ ГИДРОФИЗИЧЕСКИХ, ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ И СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. ВЕЛИКОЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ</b>	<b>134</b>
<b>Гвоздарева М.А., Мельникова А.В. ВЛИЯНИЕ ГИДРОМЕХАНИЗИРОВАННЫХ РАБОТ НА СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОННЫХ И ЗООБЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ</b>	<b>137</b>
<b>Гончаров А.В., Кудяков Э.Х., Сахарова Е.Г., Болотов С.Э., Палатов Д.М. ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА Р.УРАЛ В АВГУСТЕ 2022 Г.</b>	<b>141</b>
<b>Евсеева А.А. МАКРОЗООБЕНТОС МАЛЫХ ВОДОТОКОВ ЗАПАДНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯХ ДОЛГОСРОЧНОГО И КРАТКОВРЕМЕННОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ</b>	<b>144</b>
<b>Змётная М.И., Новикова Ю.В. ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА И КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ Р. ОНЕГА ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В ВЕГЕТАЦИОННЫЙ ПЕРИОД 2021-2022 ГГ.</b>	<b>148</b>
<b>Каурова З.Г. ВЛИЯНИЕ САДКОВОГО РЫБОРАЗВЕДЕНИЯ НА БАКТЕРИОПЛАНКТОН ОЗ. ВЕЛЬЕ</b>	<b>150</b>
<b>Котов А. А., Неретина А. Н., Перебоев Д. Д., Карабанов Д. П., Сабитова Р. З. АНТРОПОГЕННОЕ ВИДОИЗМЕНЕНИЕ ПОНТО-КАСПИЙСКОГО РЕГИОНА КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР, ОБУСЛАВЛИВАЮЩИЙ МАССОВОЕ ВСЕЛЕНИЕ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ РАКООБРАЗНЫХ</b>	<b>153</b>
<b>Кутявина Т.И., Кондавоав Л.В. ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ</b>	<b>155</b>
<b>Лавриненко О.В., Лавриненко И.А., Цывкунова Н. В. ВОДНАЯ И ПРИБРЕЖНО-ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ В РАЙОНЕ АВАРИЙНОГО УЧАСТКА КУМЖИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ В ДЕЛЬТЕ ПЕЧОРЫ</b>	<b>157</b>
<b>Литвиненко Л. И. РОЛЬ АНТРОПОГЕННОГО ФАКТОРА В ВОЗНИКНОВЕНИИ «ГАФФСКОЙ» БОЛЕЗНИ И «ЦВЕТЕНИИ» ВОДЫ ТОКСИЧЕСКИМИ ВИДАМИ ФИТОПЛАНКТОНА НА ПРИМЕРЕ ОЗЕР ТОБОЛЬСКОГО РАЙОНА ТЮМЕНСКОЙ ОБЛАСТИ</b>	<b>160</b>
<b>Лобуничева Е.В., Литвин А.И., Думнич Н.В. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА Р. СОДЕМА В УСЛОВИЯХ МНОГОЛЕТНЕГО ВЛИЯНИЯ Г. ВОЛОГДЫ</b>	<b>164</b>
<b>Михайлова К.Б. СТРУКТУРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЗАРОСЛЕЙ ТРОСТНИКА ЮЖНОГО ЧУДСКО-ПСКОВСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ</b>	<b>167</b>
<b>Прокопов Г.А. ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ В УСЛОВИЯХ МЕХАНИЧЕСКОГО НАРУШЕНИЯ РУСЛА МАЛОЙ РЕКИ НА ПРИМЕРЕ РЕКИ КИЗИЛКО-БИНКА В КРЫМУ</b>	<b>171</b>
<b>Семенова А.С., Дмитриева О.А., Казакова Е.Ю. ВЛИЯНИЕ ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ «ЦВЕТЕНИЙ» ВОДЫ НА СТРУКТУРУ И ДИНАМИКУ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ КУРШСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ</b>	<b>175</b>
<b>Семенова Л. А. ФИТОПЛАНКТОН СРЕДНЕЙ ОБИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ</b>	<b>179</b>
<b>Семенова Л. А., Бондарь М. С. МОНИТОРИНГ ЗА СОСТОЯНИЕМ ФИТОПЛАНКТОНА ОБСКОЙ ГУБЫ (КАРСКОЕ МОРЕ) В РАЙОНЕ ПЕРЕВАЛКИ НЕФТИ</b>	<b>182</b>



<b>Сидорова А.И</b> ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА РАЙОНА КИЖСКИЕ ШХЕРЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	185
<b>Сиротин А.Л., Сиротина М.В., Яшнева Е.А.</b> ЗООПЛАНКТОН КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ СООРУЖЕНИЙ	187
<b>Таскаева К.Р., Бондарь М.С.</b> ЗООПЛАНКТОН И ЗООБЕНТОС ОЗЕРА БОЛЬШОЙ ТАРАСКУЛЬ ТЮМЕНСКОГО РАЙОНА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ	190
<b>Фомина Ю.Ю.</b> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА В РАЙОНЕ КИЖСКИХ ШХЕР ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ	194
<b>Холмогорова Н. В.</b> ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД МОЛОКОЗАВОДА НА ПОКАЗАТЕЛИ МАКРОЗООБЕНТОСА РЕКИ УВА	195
<b>Чечкова Н.А., Тервонен В.В., Лекандер Е.А.</b> ТРОФИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ДОННОГО МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА В ЗОНАХ АККУМУЛЯЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА	198
<b>Шакирова Ф.М., Латыпова В.З., Валиева Г.Д., Никитин О.В., Анохина О.К.</b> ФАКТОРЫ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ ДЛЯ ЭФФЕКТИВНОГО ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ВОДНЫХ БИОРЕСУРСОВ И ПОДДЕРЖАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	201
<b>Шурганова Г.В., Жихарев В.С., Гаврилко Д.Е., Золотарева Т.В.</b> АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ЛИМНИЧЕСКОГО СООБЩЕСТВА ЗООПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ПРОХОЖДЕНИЯ ВОДНЫХ МАСС ЧЕРЕЗ ПЛОТИНУ НИЖЕГОРОДСКОЙ ГЭС	204
<b>Шукина А.М.</b> АНАЛИЗ ВЛИЯНИЯ ПОЛОВОДИЙ 2022-2023ГГ. НА ЛЕТНИЙ ЗООПЛАНКТОН НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ	208

#### **БИОМОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ**

<b>Абдрахманова О.Т., Журавель Е.В.</b> ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЧАСТИ КАМЧАТСКОГО ПОЛУОСТРОВА	212
<b>Арляпов В.А.</b> МИКРОБНЫЕ БИОСЕНСОРЫ ДЛЯ БИОХИМИЧЕСКОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ КИСЛОРОДА: ПОДХОДЫ, ТЕНДЕНЦИИ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ	215
<b>Безматерных В.В., Поздеев И.В., Огородов С.П., Целищева Е.М.</b> СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОЕ ПРОГРАММНОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ СОПРОВОЖДЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ГИДРОБИОНТОВ	218
<b>Бойченко Т. В., Христофорова Н.К.</b> МИКРОБНАЯ ИНДИКАЦИЯ ВОД АМУРСКОГО ЗАЛИВА: ЛЕТО 2022 ГОДА	223
<b>Бондаренко Н.А., Пенькова О.Г., Шевелева Н.Г.</b> ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДОЕМА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ ПО СОСТОЯНИЮ ПЛАНКТОНА, НА ПРИМЕРЕ ПРОЛИВА МАЛОЕ МОРЕ, ОЗЕРО БАЙКАЛ	227
<b>Васин Д.Ю.</b> К ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КСЕНОБИОТИЧЕСКОГО ПРОФИЛЯ В КАЧЕСТВЕ МАРКЕРОВ ВОДНОГО РЕЖИМА ВРЕМЕННЫХ ВОДОТОКОВ ОВРАЖНО-БАЛОЧНОЙ СЕТИ	230
<b>Вдовина О.Н., Безматерных Д.М., Лассый М.В.</b> МАКРОЗООБЕНТОС КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРЕДГОРНЫХ ОЗЕР СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ В УСЛОВИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ	234

<b>Гаевский Н. А., Семенова Л. А., Бондарь М. С. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ И ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ОБСКОЙ ГУБЫ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ФИТОПЛАНКТОНА (АВГУСТ-СЕНТЯБРЬ 2020)</b>	<b>237</b>
<b>Иванов Д. В., Валиев В. С., Шамаев Д. Е., Хасанов Р. Р. КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ И КАЧЕСТВУ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ</b>	<b>240</b>
<b>Корнева Л.Г., Макарова О.С. ТРАДИЦИОННЫЕ И СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ АЛЬГОИНДИКАЦИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ</b>	<b>243</b>
<b>Красненко А.С., Печкин А.С. СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЯНАО МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ</b>	<b>245</b>
<b>Кузнецова Т. В., Манвелова А. Б., Поляк Ю. М. ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД И СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СЕДИМЕНТАХ И ТКАНЯХ МОЛЛЮСКОВ НА УЧАСТКЕ РЕКИ НАРВА</b>	<b>247</b>
<b>Курбатова С.А., Ершов И.Ю., Шурганова Г.В. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ОЧИСТКИ ВОДОЕМА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОПРЕПАРАТА ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ</b>	<b>250</b>
<b>Ложкина Р.А., Селезнев Д.Г., Томилина И.И., Гапеева М.В. СОДЕРЖАНИЕ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ, КАК ОДИН ИЗ ФАКТОРОВ, ОКАЗЫВАЮЩИХ ВЛИЯНИЕ НА РЕЗУЛЬТАТЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ КАСКАДА ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ)</b>	<b>253</b>
<b>Любарский Д.С. РАСТИТЕЛЬНОСТЬ МАЛЫХ ВОДОТОКОВ В ПРЕДЕЛАХ ГОРОДСКОЙ ЧЕРТЫ (НАБЕРЕЖНЫЕ ЧЕЛНЫ, ТАТАРСТАН).</b>	<b>256</b>
<b>Лях А.М. ОБЗОР КОЛИЧЕСТВЕННЫХ МЕТРИК ОЦЕНКИ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ ДИАТОМОВЫХ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ВОДОЕМОВ</b>	<b>258</b>
<b>Макарова Е.М. ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА С УЧЕТОМ РЕГИОНАЛЬНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ИХ ВОД</b>	<b>261</b>
<b>Мамонтов А.А, Мамонтов А.М., Мамонтова Е.А. <i>COMEPHORUS BAIKALENSIS</i> (PALLAS, 1776) ДЛЯ БИОМОНИТОРИНГА СОЗ В ПЕЛАГИАЛИ ОЗЕРА БАЙКАЛ. РИСК ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА ОТ ПОТРЕБЛЕНИЯ В ПИЩУ БОЛЬШОЙ ГОЛОМЯНКИ.</b>	<b>264</b>
<b>Мухаметова Л.И., Каримова М.Р., Жарикова О.Г., Еремин С.А. ИММУНОХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ФТАЛАТОВ В ОТКРЫТЫХ ВОДОЕМАХ</b>	<b>266</b>
<b>Олькова А.С. РЕЗУЛЬТАТЫ ЛАБОРАТОРНОГО БИОТЕСТИРОВАНИЯ: СВЯЗЬ С СИТУАЦИЯМИ В ЭКОСИСТЕМАХ</b>	<b>270</b>
<b>Перминова В.В., Холмогорова Н.В. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЦИТОТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК Г.ИЖЕВСКА С ПОМОЩЬЮ <i>ALLIUM</i>-ТЕСТА</b>	<b>272</b>
<b>Решетников Ю.С. МОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ МОРФО-ПАТОЛОГИЧЕСКОГО АНАЛИЗА</b>	<b>274</b>
<b>Сидорова Н.А., Арсентьева А.А. ПОЛИМОРФИЗМ ЭПИФИТНОЙ МИКРОФЛОРЫ МАКРОФИТОВ, КАК ИНДИКАТОР КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ</b>	<b>277</b>
<b>Филоненко И.В., Ивичева К.Н. ЗНАЧЕНИЕ ВОЛГО-БАЛТИЙСКОГО ВОДНОГО ПУТИ В ПОЯВЛЕНИИ ЧУЖЕРОДНОЙ ОЛИГОХЕТЫ <i>BRANCHIURA SOWERBY</i> В ШЕКСНИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ</b>	<b>280</b>

<b>Холодkevич С. В., Калинин А. А., Рыбакова В. В., Любимцев В. А., Кузнецова Т. В.</b> <b>СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ</b> <b>(ЗДОРОВЬЯ) ЭКОСИСТЕМ РЕКРЕАЦИОННЫХ АКВАТОРИЙ РЕК КАМЫ И ВОЛГИ В</b> <b>ЧЕРТЕ ГОРОДОВ ЧЕБОКСАРЫ И НАБЕРЕЖНЫЕ ЧЕЛНЫ НА ОСНОВЕ</b> <b>ОПЕРАТИВНОЙ ДИАГНОСТИКИ ЗДОРОВЬЯ ОБИТАЮЩИХ В НИХ</b> <b>ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ</b>	<b>284</b>
<b>Черкашин С.А., Пряжевская Т.С.</b> ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЯПОНСКОГО МОРЯ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ	<b>288</b>
<b>Яныгина Л.В., Волгина Д.Д.</b> ПОКАЗАТЕЛИ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО РАЗНООБРАЗИЯ СООБЩЕСТВ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГОРНЫХ ВОДОТОКОВ	<b>291</b>
<b>СОДЕРЖАНИЕ</b>	<b>295</b>

Научное издание

# **АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ**

Материалы

VIII Всероссийской конференции по водной экотоксикологии,  
посвященной 85-летию со дня рождения доктора биологических наук, профессора  
Бориса Александровича Флёрова,

и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов

**СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД,  
СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ  
И ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

**17–20 октября 2023 г., Борок**

Ответственный редактор

И.И. Томилина

Компьютерная верстка:

Е. А. Заботкина, И. В. Чалова

Подписано в печать 02.10.23. Формат 60х90 1/8.

Усл. печ. л. 37,75. Заказ № 23129. Тираж 20 экз.

Отпечатано с готового оригинал-макета ООО «Филигрань»  
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91,  
pechataet@bk.ru