

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ: ИЗУЧЕНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ ТОМ 2

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ: ИЗУЧЕНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ

(ЛИМНОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА-ПРАКТИКА)

**МАТЕРИАЛЫ
V МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ
(5–8 сентября 2016 г.)**

Том 2

КАРЕЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ СЕВЕРА

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ:
ИЗУЧЕНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ
(ЛИМНОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА-ПРАКТИКА)**

МАТЕРИАЛЫ
V МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ
(5–8 сентября 2016 г.)

Том 2

ПЕТРОЗАВОДСК
2016

УДК 556.5 (063)

ББК 26.222

В62

В62 Водные ресурсы: изучение и управление (лимнологическая школа-практика). Материалы V Международной конференции молодых ученых (5–8 сентября 2016 г.) / Отв. ред. Д. А. Субетто, Н. Н. Филатов, Т. И. Ретгеранд, Л. А. Беличева. Т. 2. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2016. 416 с.

Представлены результаты исследований молодых ученых по направлениям: география, гидрология, гидрофизика, гидробиология, гидрохимия, палеолимнология, моделирование. В отличие от предыдущих мероприятий, проводимых научно-образовательным центром ИВПС КарНЦ РАН с 2007 г. при поддержке Российской академии наук, Петрозаводского государственного университета, Русского географического общества, в этой конференции участвует гораздо больше как российских, так и иностранных ученых.

Мероприятие направлено на усиление взаимодействия талантливой молодежи в сфере науки и образования при тесном сотрудничестве с отечественными и зарубежными учреждениями высшего образования и научными организациями.

Конференция организована в рамках празднования 25-летия Института водных проблем Севера КарНЦ РАН и 70-летия Карельского научного центра РАН.

Water Resources: Research and Management (Limnological school and workshop). Proceedings of the 5th International Young Scientists Conference (5–8 September 2016, Petrozavodsk)

The proceedings of the Conference provide an overview of most of contemporary research of young scientists on issues associated with hydrology, hydrophysics, hydrobiology, hydrochemistry, paleolimnology, geography and modeling. The present volume is the continuation of a long series of the previous events held by Scientific-Educational Center of Northern Water Problems Institute of Karelian Research Centre of RAS since 2007 with the support of the Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk State University and the Russian Geographical Society. Over the years the Conference has significantly expanded its membership, and now contains contribution from more than 50 educational and scientific organizations of Russia and foreign countries.

The event is initiated as an open forum for researchers working on different topics of water resources and to promote interactions among talented young people in the sphere of science and education in close cooperation with domestic and foreign institutions of higher education and research organizations.

The Conference organized within the framework of the celebration of the 25th anniversary of the Northern Water Problems Institute of Karelian Research Centre of RAS and 70th anniversary of Karelian Research Center of RAS.

Проведение V Международной конференции молодых ученых «Водные ресурсы: изучение и управление (лимнологическая школа-практика)» и издание материалов осуществляются при финансовой поддержке ФАНО, ОНЗ РАН, РФФИ (№ 16-35-10327) и РНФ (№ 14-17-00766, № 14-17-00740).

ISBN 978-5-9274-0739-2 (Т. 2)

ISBN 978-5-9274-0722-4

© Авторы, 2016

© Карельский научный центр РАН, 2016

© Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, 2016

СОДЕРЖАНИЕ

ГИДРОБИОЛОГИЯ	8
Барышев И. А. Особенности использования индекса сапробности по макрозообентосу для оценки качества вод в реках бассейнов Онежского и Ладожского озер	8
Бажора А. И., Беляков В. П. Использование показателей макрозообентоса для индикации антропогенного воздействия на водоемы разного типа г. Санкт-Петербурга	15
Зуев Ю. А., Зуева Н. В., Лапенков А. Е. Макрозообентос заливов Валаамского архипелага	22
Манаков Д. В. Характеристика моллюсков озер Виштынецкой группы (Калининградская область, Россия)	29
Дудакова Д. С., Мухин И. А., Станиславская Е. В., Капустина Л. Л., Слуковский З. И., Дудаков М. О. Влияние горной породы и сложности ее поверхности на формирование перифитонных и мейобентосных сообществ	37
Савосин Е. С. Влияние руслового потока на структуру макрозообентоса Тарасозера	45
Фокина Н. Н., Руоколайнен Т. Р., Шкляревич Г. А., Немова Н. Н. Модификации липидного состава литоральных мидий <i>Mytilus edulis</i> L. в ответ на хроническое воздействие пониженной солености	51
Трифонова М. С., Курашов Е. А., Барбашова М. А. К вопросу о современном состоянии популяций инвазивных видов амфипод в Щучьем заливе Ладожского озера	57
Сидорова А. И. Роль байкальской амфиподы <i>Gmelinoides fasciatus</i> в сообществе макрозообентоса литоральной зоны Онежского озера	63
Матвеевко Е. Ю., Кайгородова И. А. Видовая диверсификация байкальских эндемичных пиявок семейства Piscicolidae	71

Федорова Л. И., Сороковикова Н. В., Кайгородова И. А. Молекулярная идентификация сибирских макрофаговых пиявок семейства EprobdeIIDae (Hirudinea)	77
Гришанова Ю. С., Решетняк О. С. Характеристика фитопланктона реки Оки в периоды его максимального развития	84
Силеенкова Е. А., Трифонова И. С. Динамика биомассы фитопланктона по течению реки Великой как показатель ее экологического состояния	89
Гульченко Я. И., Баженова О. П. Современные изменения обилия и структуры фитопланктона среднего течения реки Иртыш	98
Бакаева Е. Н., Тарадайко М. Н. Экоотоксичность вод модельных экосистем в условиях загрязнения кадмием	105
Лямина Н. В., Лямин А. Г. Организация и проведение биомониторинга прибрежных акваторий: опыт применения и перспективы	113
Макарова Е. М., Теканова Е. В. Сезонная динамика микробиологических показателей рек г. Петрозаводска	121
Фомина Ю. Ю., Сярки М. Т. Состояние зоопланктона Петрозаводской губы Онежского озера в зимний период	124
Михайлова К. Б., Судницына Д. Н. Криптогамные макрофиты Псковско-Чудского озера	129
Зуева Н. В. Использование макрофитов в оценке экологического состояния малых рек	133
Зубова Е. М., Кашулин Н. А., Терентьев П. М. К методике расчисления темпа роста сига <i>Coregonus lavaretus</i> (L.) озера Имандра	141
Легун А. Г., Тыркин И. А. Особенности питания молоди кумжи <i>Salmo trutta</i> L. в притоках Онежского озера в осенний период	149
Лобанова А. С., Сидорова А. И. Роль макрозообентоса в питании окуня литоральной зоны Онежского озера	155
Истомина А. А., Бельчева Н. Н., Звягинцев А. Ю. Оценка степени загрязнения морских акваторий в заливе Петра Великого (Японское море) по содержанию метаболитов полициклических ароматических углеводов в желчи дальневосточной красноперки <i>Tribolodon brandtii</i> Dybowskii 1872	162

Васильева О. Б., Назарова М. А., Немова Н. Н. Влияние деятельности Костомушского горно-обогатительного комбината на процессы перекисного окисления липидов в тканях плотвы <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus 1758)	169
Беличева Л. А., Тыркин И. А. Современное состояние лососевых рыб урбанизированных притоков Онежского озера	175
СТЕНДОВАЯ СЕССИЯ	183
Pundure L., Stankevica K., Kalnina L. Paleoenvironmental reconstruction from Lake Sediments of Pilcine, Latvia	183
Айзель Г. В., Ижицкий А. С. Исследование динамики уровня воды Аральского моря по данным дистанционного зондирования и климатического реанализа	189
Ананьева А. В., Абрамова Е. Н., Шакурова Н. В. Структура зоопланктонных сообществ старичных озер острова Самойловский (южная часть дельты реки Лены, Саха-Якутия)	195
Аракельянц А. Д. Особенности гидрологической модели CE-QUAL W2	202
Беспалова К. В. Критерии нормирования антропогенной нагрузки с учетом природных особенностей водных объектов	209
Гречушникова М. Г., Эдельштейн К. К. Оценка возможных изменений стока реки Селенги при реализации планов гидротехнического строительства на территории МНР	217
Гришанцева Е. С., Бычков А. Ю., Шурупова С. А. Редкоземельные элементы в высшей водной растительности Ивановского водохранилища	224
Довгая С. В. Моделирование процессов в Мраморном море	231
Жежеря В. А., Жежеря Т. П. Методические особенности исследования сосуществующих форм химических элементов в поверхностных водных объектах	235
Зуева Н. В., Зуев Ю. А., Шевцова Ю. А. Макрофиты Ладожских заливов Валаамского архипелага	244
Ибрагимова А. Г., Фролова Л. А., Сырых Л. С., Субетто Д. А. Анализ субфоссильного состава Cladocera (Branchiopoda, Crustacea) донных отложений озера Медведевского (Карельский перешеек, Россия)	249

Канцерова Н. П., Лысенко Л. А., Немова Н. Н. Кальцийзависимые протеиназы семейства кальпаинов как показатели состояния рыб при воздействии антропогенных факторов	253
Козлова А. В., Зуева Н. В., Куличенко А. Ю. Использование токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водной экосистемы	261
Козырева Е. О., Шелутко В. А. Анализ обобщенных показателей степени загрязненности речных вод на примере оценки загрязнения реки Великой	267
Колченко М. В. Сезонная динамика структуры и уровня биомассы эпифитона Псковско-Чудского озера	274
Корнеева К. О., Хорошевская В. О. Сравнение распределений содержаний биометаллов (ванадия, никеля) в донных отложениях по профилям устьевых участков рек Дон, Миус и Таганрогского залива по сезонам	281
Кочергин В. С., Кочергин С. В. Моделирование распространения примеси от точечного источника в Азовском море при различном ветровом воздействии	287
Лесонен М. А., Тыркин А. И. Питание речного окуня (<i>Perca fluviatilis</i> L.) и сига обыкновенного (<i>Coregonus lavaretus</i> L.) в реке Оланге (национальный парк «Паанаярви»)	295
Максимовская Т. М., Хаймина О. В. Субмаринная разгрузка как фактор формирования аномальной вертикальной структуры вод Белого моря	301
Масленникова А. В., Удачин В. Н., Аминов П. Г. Первые данные о факторах формирования химического состава озерных отложений Южного и Среднего Урала	307
Михалап С. Г., Дрозденко Т. В. Фитопланктон дельты реки Великой в летний сезон	313
Мясникова Н. А. Гидрологическая роль участков суши с практически водонепроницаемым покрытием и населенных пунктов в различных климатических условиях	320
Начева М. В. Влияние буровых работ на шельфе Черного моря на состояние морской среды	326

Нигаматзянова Г. Р., Фролова Л. А. Гидробиологические исследования в дельте реки Лены (2014 г.)	332
Примак Е. А., Зуева Н. В. Интегральная оценка экологического благополучия водных экосистем	338
Пыжова В. В., Никитина Т. В. Оценка состояния зообентоса озера Ильмень под влиянием антропогенных факторов	344
Рубцова С. И. Экологическая оценка и экологическая безопасность в комплексном исследовании состояния Черного моря	350
Семадени И. В., Воякина Е. Ю. Особенности продукционно-деструкционных процессов малых озер острова Валаам	358
Соколов Д. И. Связь содержания органических веществ с расходом воды в притоках Можайского водохранилища	365
Титова К. В., Кокрятская Н. М., Панова Т. А. Оценка влияния хозяйственно-бытовой деятельности на протекание процесса сульфат-редукции (по распределению соединений серы) в донных отложениях малого озера Святого (Коношский район Архангельской области)	371
Урусова Е. С., Козырева Е. О., Козлов Е. Загрязненность малых рек Санкт-Петербурга и Ленинградской области биогенными веществами	379
Урусова Е. С., Шелутко В. А., Жигало А. Ю. Вопросы применения методики комплексного учета особенностей гидрохимической информации для оценки загрязненности рек	383
Фролов А. В., Выручалкина Т. Ю., Сяркисян С. Г. Моделирование водно-солевого баланса Большого Яшалтинского озера	388
Фролова Л. А., Нигаматзянова Г. Р., Пестрякова Л. А., Субетто Д. А. Структурно-функциональная характеристика зоопланктонного сообщества озера Сутуруоха (бассейн реки Индигирки, Восточная Сибирь)	395
Цыденов Б. О. Моделирование динамики биомасс планктона в период весеннего прогревания водоема	400
Шабан М. С., Степанова А. Б. Сравнительный анализ межгодовой изменчивости значений рН и прозрачности воды в малых лесных озерах восточного побережья острова Валаам с заболоченным водосбором	408

ГИДРОБИОЛОГИЯ

ОСОБЕННОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ИНДЕКСА САПРОБНОСТИ ПО МАКРОЗООБЕНТОСУ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД В РЕКАХ БАССЕЙНОВ ОНЕЖСКОГО И ЛАДОЖСКОГО ОЗЕР

И. А. Барышев

Институт биологии КарНЦ РАН

Выявлены значения индекса сапробности по Пантле-Букку в модификации Сладечека, рассчитанного по организмам макрозообентоса для рек бассейнов Онежского и Ладожского озер. Проведен сравнительный анализ причин варьирования. Средние значения индекса в зонах влияния населенных пунктов (на различном удалении) варьировали от 1,68 до 1,78; «фоновые» составили $1,61 \pm 0,161$. Средние значения находятся в β -мезосапробной зоне (кроме устьевой зоны р. Лососинки в г. Петрозаводске, где индекс составил 2,90). При помощи многофакторного дисперсионного анализа показано, что кроме антропогенного фактора большой вес имеют естественные, в первую очередь, размер водотока. Для оценки качества вод рекомендовано использовать достаточно большую выборку и выбирать для сравнения «фоновые» участки в водотоках близкого размера.

Межвидовые различия в отношении гидробионтов к органическому загрязнению успешно используют для оценки качества вод. Основой этого направления можно считать работы Р. Кольквитца и М. Марссона [Kolkwitz, Marsson, 1902, 1908, 1909], которые пред-

ложили деление водных объектов на поли-, альфамезо-, бетамезо- и олиго-сапробные в зависимости от степени органического загрязнения. Для каждой из этих зон были приведены приуроченные к ним виды. К настоящему времени система оценки качества вод на основе сапробности претерпела ряд модификаций. Так, Р. Пантле и Г. Букк предложили формулу для расчета индекса сапробности [Pantle, Buck, 1955]. Позднее в формулу был введен «индикаторный вес» вида [Сладечек, 1967; Sladeček, 1973; Макрушин, 1974]. Постоянно ведется работа над поиском новых индикаторных организмов [Deutsche Norm..., 1990; Moog, 1995; Головатюк и др., 2008].

Несмотря на математические недостатки метода [Шитиков и др., 2004] и проблемы с региональной адаптацией [Жадин, Родина, 1950; Чертопруд, 2002; Головатюк и др., 2008], данная методика получила широкое распространение благодаря относительной простоте и универсальности. Вместе с тем величина индекса сапробности существенно зависит от множества естественных факторов. Известно, что широтная зона, размер водотока, характер русла и тип водного питания могут оказывать влияние на величину индекса [Чертопруд, 2002]. По этой причине оценка степени антропогенного органического загрязнения при помощи индекса сапробности невозможна без данных о «фоновых» значениях в данном регионе и учета локальных факторов варьирования.

Цель данной работы – установить фоновые значения индекса сапробности для рек бассейнов Онежского и Ладожского озер, выявить естественные причины варьирования и оценить возможность использования данной методики для оценки уровня антропогенного загрязнения.

Методика. Пробы макрозообентоса отбирали в реках бассейнов Онежского и Ладожского озер в летнюю межень. Выбраны пороговые участки с каменистыми грунтами, скорость течения варьировала от 0,2 до 0,8 м/с, глубина – от 0,1 до 0,5 м. Исследовали участки водотоков, расположенные на различном удалении от населенных пунктов (кроме территорий крупных городов и зон выброса токсичных отходов). Использовали индекс по Пантле-Букку в модификации Сладечека [Макрушин, 1974]. Сапробность определена для

270 проб. Статистические расчеты проведены с использованием программного пакета StatgraphicsPlus v.5.0. При оценке влияния расхода воды и расстояния от населенного пункта значения этих факторов были прологарифмированы. При указании средних после знака «±» приведено стандартное отклонение.

Результаты. Сравнение индексов сапробности, рассчитанных по организмам макрозообентоса рек, протекающих по территориям с разной интенсивностью антропогенного влияния, представлено на рис. 1.

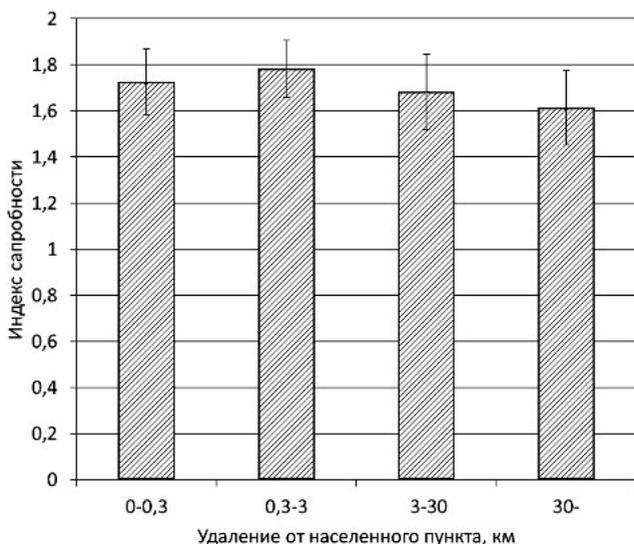


Рис. 1. Значения индекса сапробности на различном удалении от населенного пункта (планки погрешностей – стандартное отклонение)

Средние значения, кроме как между 0–0,3 и 0,3–3, достоверно различаются (t-критерий Стьюдента, $p = 0,05$). Вместе с тем интервалы значений существенно перекрываются. Средние всех градаций находятся в β -мезосапробной зоне. Значения индекса сапробности в водотоках, не подверженных антропогенному влиянию (отсутствие населенного пункта или расстояние более 30 км), варьировали от 1,21 до 1,89 и в среднем составили $1,61 \pm 0,161$.

Оценка возможности влияния других факторов, которые могут приводить к локальным повышениям индекса сапробности, – расхода воды, географической широты и расстояния от проточного озера – проведена при помощи многофакторного дисперсионного анализа (табл.).

Влияние антропогенного и естественных факторов на индекс сапробности, результаты многофакторного дисперсионного анализа

Фактор	Критерий Фишера (F-ratio)	Уровень достоверности (P-value)	Сила влияния
Расход воды	31,7	0,00	0,59
Расстояние от населенного пункта	28,6	0,00	0,40
Широта географическая	12,3	0,00	0,11
Расстояние от озера	9,2	0,00	0,08

Примечание. Сила влияния – отношение частной дисперсии к общей.

По силе влияния факторы расположились в порядке убывания: расход воды, близость населенных пунктов, географическая широта, расстояние от озера. Таким образом, размер водотока оказывает существенное влияние на величину индекса сапробности (рис. 2).

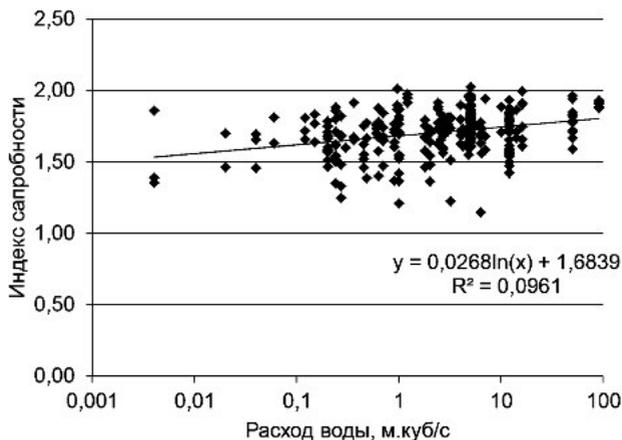


Рис. 2. Зависимость индекса сапробности от расхода воды и логарифмическая регрессия

С увеличением водотока (расхода воды) возрастают и средние значения индекса сапробности, от $1,63 \pm 0,150$ при расходе воды менее $1 \text{ м}^3/\text{с}$ до $1,82 \pm 0,112$ в реках с расходом более $15 \text{ м}^3/\text{с}$. Влияние географической широты и проточных озер оказалось относительно небольшим.

Обсуждение. Сапробность трактуют как степень загрязненности водных объектов органическими веществами. Известно, что при поступлении в водотоки и водоемы сточных вод с населенных пунктов индекс сапробности может достигать высоких значений. Так, в р. Барнаулке (приток р. Оби, Алтайский край) индекс сапробности составлял 3,50–4,00 в зоне наибольшего влияния г. Барнаула [Безматерных, 2008]. На примере рек бассейнов Ладожского и Онежского озер нами выявлены относительно небольшие изменения, не приводящие к переходу в другой класс сапробности. Причина таких небольших изменений, вероятно, в том, что воды порожистых рек насыщены кислородом и умеренный уровень органического загрязнения не приводит к существенному снижению его концентрации. Кроме того, в быстрых порожистых реках часто отсутствуют условия для осадконакопления. Примечательно, что значения индекса сапробности как на «фоновых» участках, так и в зоне воздействия населенных пунктов соответствуют градации «умеренное загрязнение» в системе оценки качества вод [Организация..., 1992]. Однако при сильном загрязнении индекс сапробности может достигать и относительно высоких значений. Так, в р. Лососинке (басс. Онежского озера), в нижнем течении протекающей по территории г. Петрозаводска, нами ранее было выявлено возрастание индекса сапробности от 1,50 выше города до 2,90 в устьевой зоне [Барышев, Кухарев, 2011].

Известно, что в условиях экосистем Севера индекс сапробности во многом связан с трофностью, которая может варьировать в силу естественных причин. Так, ранее отмечали возрастание индекса сапробности с увеличением водотока [Чертопруд, 2002]. Известно, что истоки из проточных озер в условиях Севера отличаются повышенной трофностью, что влияет на индекс сапробности [Чертопруд, 2002; Барышев, Кухарев, 2011]. Вместе с тем наш ана-

лиз не показал существенного влияния этого фактора, возможно, из-за его локального характера.

Влияние географической широты в рамках данной работы оказалось небольшим, вероятно, потому, что регион исследований ограничен в широтном направлении. Вместе с тем в водотоках Центра Европейской России «фоновые» значения сапробности существенно выше: среднее значение составляет 1,91 при разбросе значений от 1,18 до 3,80 [Чертопруд, 2002].

Заключение. «Фоновые» значения индекса сапробности по Пантле-Букку в модификации Сладчека по организмам макрозообентоса рек находятся в β -мезосапробной зоне, среднее составляет $1,61 \pm 0,161$. Варьирование индекса сапробности в силу естественных причин велико и часто перекрывает изменения, происходящие по причине антропогенного загрязнения, что может являться источником ошибочных выводов при оценке санитарно-экологического состояния водотоков. Наибольшее влияние из естественных факторов оказывает размер водотока.

Определение интенсивности антропогенного загрязнения по индексу сапробности, рассчитанному по организмам макрозообентоса, необходимо проводить на основе достаточно большой выборки с использованием методов статистической обработки данных. Для сравнения следует выбирать «фоновые» участки в водотоках близкого размера. Для этой цели хорошо подойдут участки рек, находящиеся выше источника загрязнения.

Финансирование осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0221-2014-0005.

Литература

Барышев И. А., Кухарев В. И. Влияние проточного озера на структуру зообентоса в реке с быстрым течением (на примере р. Лижма, бассейн Онежского озера) // Учен. зап. Петрозаводского гос. ун-та. 2011. № 6 (119). С. 16–19.

Барышев И. А., Хренников В. В., Лузгин В. К. Влияние городских стоков на бентосных беспозвоночных пороговых участков реки Лососинка // Биология внутренних вод. 2001. № 4. С. 73–78.

Безматерных Д. М. Зообентос равнинных притоков Верхней Оби / Отв. ред. В. В. Кириллов. Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2008. 186 с.

Головатюк Л. В., Зинченко Т. Д., Шитиков В. К. Индикаторная оценка организмов макрозообентоса текучих вод // Биология внутренних вод. 2008. № 3. С. 66–79.

Жадин В. И., Родина А. Г. Биологические основы водоснабжения и очистки вод // Жизнь пресных вод СССР / Под ред. В. И. Жадина и Е. Н. Павловского. Т. 3. М.; Л.: АН СССР, 1950. С. 779–818.

Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод / Под ред. Г. Г. Винберга. Л.: АН СССР, 1974. 60 с.

Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета: Метод. указания. Охрана природы. Гидросфера: РД52. 24. 309-92. СПб.: Гидрометеоздат, 1992. 67 с.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология: Материалы I съезда Всесоюз. гидробиол. об-ва. М.: Наука, 1967. С. 26–31.

Чертопруд М. В. Модификация метода Пантле–Букка для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макробентоса // Водные ресурсы. 2002. Т. 29, № 3. С. 337–342.

Deutsche Norm. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch-okologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) / Bestimmung des Saprobienindex (M2). DIN 38410, Teil 2. Berlin. 1990

Kolkwitz R., Marsson M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna // Mitteil. aus der königl. Prüfungsgang für Wasserbesorg und Abwasserbes. 1902. H. 1. S. 33.

Kolkwitz R., Marsson M. Ekologie der pflanzlichen Saprobien // Ber. Deutsch. Bot. Ges. 1908. Bd. 22. S. 505–519.

Kolkwitz R., Marsson M. Okologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässerbeurteilung // Int. Rev. Hydrobiol. 1909. Vol. 2. P. 126–152.

Moog O. Fauna Aquatica Austriaca – a comprehensive species inventory of Austrian aquatic organisms with ecological notes. Vienna: Austria, Federal Ministry for Agriculture and Forestry. 1995. 50 p.

Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas – und Wasserfach. 1955. Bd. 96, N 18. S. 604–618.

Sladec̣ek V. System of water quality from biological point of view // Arch. Hydrobiol. 1973. Bd. 7, H. 7. S. 808–816.

A SAPROBIC INDEX FOR WATER QUALITY ASSESSMENT ACCORDING TO MACROZOOBENTHOS OF RIVERS FLOWING INTO LAKE ONEGO AND LAKE LADOGA

I. A. Baryshev

Institute of Biology KarRC of RAS

Saprobic Pantle-Buck index values (Sladечek modification) according to macrozoobenthos were found for the rivers flowing into Lake Onego and Lake Ladoga. The comparative analysis of the causes of variation was conducted. The average values of the index in the zones of influence of settlements (at different distances) ranged from 1.68 to 1.78; the “background” values were 1.61 ± 0.161 . The average values belong to β -mesosaprobic zone (except the River Lososinka estuary in Petrozavodsk, where the index was 2.90). Using multifactorial ANOVA showed that besides natural factors (especially the size of the watercourse) anthropogenic ones are important as well. It is recommended to use a large enough statistical sampling and select “background” points in streams of similar size for comparison to assess water quality.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МАКРОЗООБЕНТОСА ДЛЯ ИНДИКАЦИИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДОЕМЫ РАЗНОГО ТИПА г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

А. И. Бажора, В. П. Беляков

Институт озераведения РАН

На основе анализа данных, полученных путем исследования макрозообентоса ряда водоемов Санкт-Петербурга и прилежащих территорий с применением метода факторного анализа, были выявлены статистические связи между рядом показателей донных сообществ и обобщенными статистическими векторами, которые отражают действие основных природных и антропогенных факторов. Реакция бентосных сообществ на загрязнения водоемов с повышенной минерализацией или цветностью воды не проявлялась.

При биоиндикации загрязнений водоемов в настоящее время часто используются различные характеристики зообентоса, главным

образом различные биотические индексы [Балушкина, 1997; Баканов, 2000; Яковлев, 2000; Шитиков и др., 2005; Безматерных, 2007]. Понятно, что применение показателей, основанных на роли отдельных индикаторных групп зообентоса и их составе, часто ограничено там, где эти группы не представлены. Таковы, в частности, олигохетные и хирономидные индексы Гуднайта и Балушкиной. Примеры ограничения подобных показателей уже рассматривались нами ранее [Беляков и др., 2015]. Очевидно, что природные особенности водоемов во многом определяют форму отклика зообентоса на антропогенные воздействия. Чтобы индикация экологического состояния водоемов на основе зообентосных оценок была адекватной, нужно выявить, при каких значениях природных факторов возможно применение тех или иных показателей донного сообщества. Основной целью работы было выявление набора показателей зообентоса, которые индуцируют загрязнение (эвтрофирование) при разном уровне двух природных факторов – степени минерализации и цветности воды.

Для выявления этих зависимостей была сформирована матрица данных по 35 гидрохимическим и гидробиологическим показателям для 200 отборов и проведен статистический анализ методом главных компонент [Афифи, Эйзен, 1982]. Данные были получены при полевых исследованиях на ряде водоемов Санкт-Петербургского региона.

Система оз. Нижнего Суздальского (р. Старожиловка – оз. Н. Суздальское – р. Каменка – вдхр. Шуваловский карьер – р. Каменка) протекает по сельскохозяйственной, промышленной и городской территории. Воды системы классифицируются как хлоридно-натриевые со слабой минерализацией.

На территории *системы р. Охты* (р. Охта – Охтинское вдхр. – р. Охта; площадь бассейна 768 км², протяженность 99 км) находятся промышленные предприятия, загрязняющие сбросами речные воды. Воды реки классифицируются как хлоридно-натриевые с низкой минерализацией, они обогащены органическим веществом, что отражается на значении цветности и ХПК. Из рассматриваемых водных систем испытывает наибольшее антропогенное воздействие.

Для сравнения использованы данные двух озер, слабо подверженных антропогенному воздействию, – *Мичуринского* и *Берестового*, расположенных на Карельском перешейке. Их воды характеризуются низкой цветностью и слабой минерализацией.

Водная система р. Дудергофки (оз. Дудергофское – оз. Долгое – оз. Безымянное – р. Дудергофка; площадь бассейна 327 км², протяженность 25 км) расположена в южной части Санкт-Петербурга. Воды системы определяются как гидрокарбонатно-магниево-кальциевые с повышенной минерализацией. В озера попадают коммунально-бытовые сточные воды с территории малоэтажной застройки, автомобильной и железной дороги; река загрязняется за счет ливневого стока от нефтебазы, садоводств и промышленных производств.

Оз. Белое (площадь зеркала 0,32 км², максимальная глубина 7 м) расположено в парке г. Гатчины. Воды озера характеризуются повышенной минерализацией с преобладанием ионов CO₃²⁻, Mg²⁺ и Ca²⁺ (табл. 1). Единственный вид антропогенного воздействия – рекреация.

Пробы зообентоса отбирались весной, летом и осенью 2013–2014 гг. на фиксированных станциях основных биотопов озер в центральной и литоральной зоне и на полуразрезах водотоков. Использовались стандартные методы сбора и обработки зообентоса, продукционные показатели определялись физиологическим методом [Салазкин и др., 1983]. Для математической обработки использовался пакет STATISTICA 6.0

Общий список видов и форм зообентоса исследованных водоемов составил около 300 наименований. Наибольшую часть представляют насекомые из отряда *Diptera* (личинки семейств *Chironomidae*, *Ceratopogonidae*, *Chaoboridae*, *Pediciidae*, *Simuliidae*, *Stratiomyidae*, *Tabanidae*, *Tipuliidae* и *Limonidae*) и других отрядов: *Odonata*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Megaloptera*, *Coleoptera*, *Lepidoptera* и *Heteroptera*, также обнаружены следующие группы беспозвоночных: *Nematoda*, *Oligochaeta*, *Hirudinea*, *Bivalvia*, *Gastropoda*, *Isopoda*, *Amphipoda* и *Hidracarina*. Тем не менее большинство форм не являются массовыми, что не дает возможности использовать индикаторные виды для оценки загрязненности водоемов.

Таблица 1. Гидрохимические характеристики исследованных водных систем

	Оз. Берестовое	Оз. Мичуринское	оз. Белое	Система р. Дудергофки	Система оз. Н. Суздальского	Система р. Охты
pH	6,2–7,7	6,4–8,4	7,1–8,1	7,2–8,7	6,8–8,2	6,8–7,8
O ₂ , %	10–105	21–108	23–170	23–169	41–123	8–116
P _{общ.} , мг P л ⁻¹	0,01–0,11	0,02–0,06	0,01–0,03	0,02–0,38	0,03–0,27	0,10–0,38
NH ₄ ⁺ , мг N л ⁻¹	0,02–0,11	0,02–0,30	0,01–0,50	0,003–2,00	0,0–0,60	0,02–2,90
NO ₂ ⁻ , мг N л ⁻¹	0,00–0,02	0,00–0,00	0,01–0,04	0,03–0,34	0,00–0,04	0,01–0,20
NO ₃ ⁻ , мг N л ⁻¹	0,00–0,12	0,00–0,20	1,00–3,40	0,90–6,30	0,01–1,40	0,10–1,30
Цветность, град.	8–34	10–32	8–19	4–54	36–120	43–192
ХПК, мг O л ⁻¹	9,1–21,9	3,0–19,6	9,9–19,6	9,6–55,8	9,9–62,0	13,1–55,5
БПК ₅ , мг O ₂ л ⁻¹	0,5–2,2	0,5–3,1	0,3–5,6	0,9–7,1	1,5–8,3	1,9–6,9
Взвеси, мг л ⁻¹	0,3–4,6	1,0–3,7	0,6–7,1	0,9–31,7	4,3–61,7	5,1–65,7
Na ⁺ +K ⁺ , мг л ⁻¹	0,3–1,0	0,7–2,5	1,8–7,4	1,6–65,5	5,1–88,6	0,4–40,8
HCO ₃ ⁻ , мг л ⁻¹	10–15	24–27	302–424	288–404	48–104	0,02–82
НУВ, мг л ⁻¹	0,000	0,000	0,000	0,000–0,286	0,04–0,38	0,04–0,60
Zn, мкг л ⁻¹	<0,5	<0,5	<0,5	0,00–0,07	–	1,23–10,91
Cu, мкг л ⁻¹	<0,5	<0,5	<0,5	0,00–0,03	1,6–160,0	1,2–95,0
Pb, мкг л ⁻¹	<0,5	<0,5	<0,5	0,000–0,015	0,20–5,50	0,53–3,34

Примечание. По данным Н. В. Игнатъевой [2014].

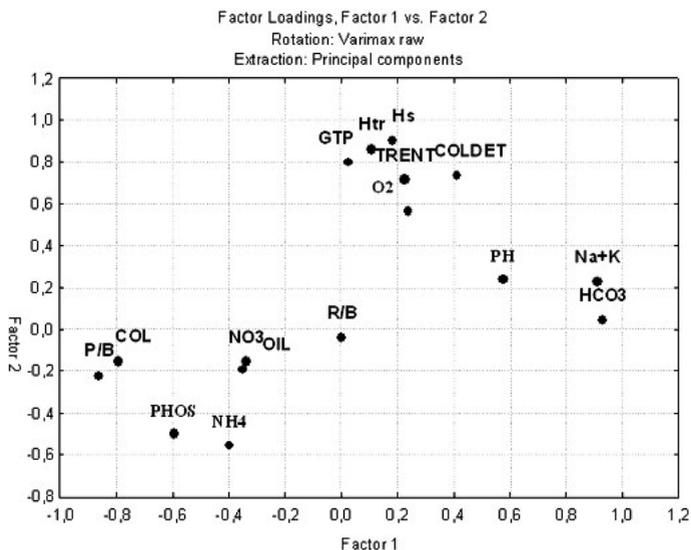
Диапазон количественных характеристик зообентоса достаточно широк даже в отдельных водоемах или водных системах, но существует тенденция роста их максимальных значений от олиготрофно-мезотрофных озер Берестовое и Белое к эвтрофным водоемам (Н. Суздальское) и некоторого снижения при токсичных загрязнениях (система р. Охты) (табл. 2). Другие индикаторные и структурные показатели варьировали в широких пределах в зависимости от комплекса природных и антропогенных факторов. Эти связи удалось частично выявить при использовании процедуры факторного анализа методом главных компонент.

Таблица 2. Диапазон изменения некоторых характеристик макрозообентоса исследованных водоемов

	Оз. Берестовое	Оз. Мичуринское	оз. Белое	Система р. Дудергофки	Система оз. Н. Суздальского	Система р. Охты
Численность, экз./м ²	1160–4400	200–11 845	280–9800	200–38 600	160–49 920	40–33 080
Биомасса, г/ м ²	2,00–9,9	0,26–15,3	0,92–25,5	0,14–80,4	1,00–227	0,15–52,3
Инд. Шеннона, бит/экз.	0,0–4,15	0,0–3,45	0,51–3,46	0,65–3,51	0,00–3,67	0,00–3,68
Инд. Шеннона (троф. гр.), бит/г	0,61–1,97	0,00–2,21	0,26–2,20	0,00–2,21	0,00–2,25	0,00–1,95
Инд. Гуднайта	0,0–37,5	0,0–52,7	0,0–95,6	0,0–58,3	0,0–88,0	0,0–100
Инд. Вудивисса	5–8	1–6	2–8	1–8	0–8	0–7
Инд. Балушкиной	3,47–9,68	0,78–9,5	0,14–10,4	0,41–7,33	0,14–9,48	0,30–11,5
% фильтраторов	0,8–21,8	0,0–100	0,0–52,1	0–100	0,0–53,3	0,0–52,7
% детритофагов	30–87	9,1–100	46–100	35–100	0–100	0–75
% хищников	1,13–58,6	0,0–84,8	0,0–73,9	0,0–43,8	0–100	0–100
W _{ср} (мг)	0,50–8,5	0,55–17,5	1,28–8,6	0,18–37,2	0,40–128	0,48–115
P сут (кал/м ² сут)	46–81	6–221	6–300	6–1910	13–1900	3–444
R сут (кал/м ² сут)	78–212	13–477	42–625	10–2808	16–2836	5–1091
P/V сут	0,01–0,05	0,01–0,04	0,01–0,03	0,00–0,07	0,00–0,06	0,20–1,13
P/R сут	0,33–0,59	0,26–1,00	0,26–0,90	0,14–1,00	0,08–1,00	0,20–1,00
R/V сут	0,02–0,09	0,02–0,06	0,02–0,04	0,01–0,08	0,01 – 0,10	0,01 – 0,08

Для представления взаимодействия различных факторов среды, часто не влияющих прямо на сообщество зообентоса, был проведен факторный анализ данных по этим показателям и ряду характеристик зообентоса (табл. 1–2). Для водоемов с низкой и средней минерализацией воды в пространстве первого и второго обобщенных статистических факторов показана их связь с отдельными параметрами (рис.). Положительные градации первого фактора иллюстрируют условия,

связанные с пониженным содержанием биогенных элементов, хорошими кислородными условиями и, соответственно, большим видовым разнообразием зообентоса, преобладанием детритофагов собирателей, высокими значениями индекса Вудивисса. Второй фактор совпадает по направленности с повышением минерализации воды и снижением цветности, а также характеризует спад скорости продуктивности зообентоса. При анализе данных озер с повышенной минерализацией не удалось выявить четкую зависимость показателей зообентоса с отмеченными параметрами среды, что, возможно, свидетельствует о снижении влияния загрязнения на бентос озер с увеличением концентрации ионов гидрокарбоната в воде.



Факторные нагрузки различных переменных в пространстве двух главных компонент:

показатели зообентоса: Hs – индекс видового разнообразия, Htr – индекс трофического разнообразия Шеннона по биомассе трофических групп, TRENT – индекс Вудивисса, GTP – % гетеротопных животных, COLDET – % детритофагов собирателей, P и R – продукция и деструкция; химические показатели: PH – pH, O2 – % насыщения кислородом, COL – цветность, концентрация различных ионов – $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, HCO_3^- , NO_3^- , NH_4^+ , PHOS – общего фосфора, OIL – нефтепродуктов

Как удалось показать при анализе ряда значений по всем изученным нами водоемам Санкт-Петербургского региона, одним из наиболее важных факторов, определяющих иерархию внутренних связей зооценозов и количественное развитие бентоса, является уровень трофии водоема. Это находит отражение в структурных и функциональных характеристиках сообщества, которые также реагируют и на различные загрязнения. В случае повышенных значений цветности и в особенности минерализации воды не удается проследить влияние даже главного фактора, что требует разработки новых подходов при биоиндикации экологического состояния этих водоемов.

Литература

Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с применением ЭВМ. М.: Мир, 1982. 488 с.

Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биол. внутр. вод. 2000. № 1. С. 68–82.

Балушкина Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Тр. Зоол. ин-та РАН. 1997. Т. 272. С. 266–291.

Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири // Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. Сер. Экология. Вып. 85. Новосибирск, 2007. С. 1–87.

Беляков В. П., Бажора А. И., Сотников И. В. Мониторинг экологического состояния водоемов Санкт-Петербурга по показателям зообентоса // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17, № 6. С. 51–56.

Игнатьева Н. В. Гидрохимическая характеристика трех озерно-речных систем Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана: Материалы лекций 2-й Всерос. школы-конф. Ярославль, 2014. С. 165–168.

Салазкин А. А., Алимов А. Ф., Винберг Г. Г. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, ЗИН РАН СССР, 1983. 52 с.

Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: В 2-х кн. Кн. 1. М.: Наука, 2005. 281 с.

Яковлев В. А. Трофическая структура зообентоса как показатель состояния водных экосистем и качества воды // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 2. С. 237–244.

APPLYING MACROZOOBENTHOS CHARACTERISTICS FOR INDICATION OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON DIFFERENT SAINT-PETERSBURG WATER BODIES

A. I. Bazhora, V. P. Belyakov

Institute of Limnology RAS

Statistical relationships between characteristics of benthic communities and generalized statistical vectors reflecting the effect of the natural and anthropogenic factors were found. They were based on the data analysis provided by the study of macrozoobenthos of lakes and rivers in St. Petersburg and the surrounding areas with the use of factor analysis by principal components method. The benthic communities' response to the water bodies' pollution with high mineralization or high water chromaticity was not revealed.

МАКРОЗООБЕНТОС ЗАЛИВОВ ВАЛААМСКОГО АРХИПЕЛАГА

Ю. А. Зуев, Н. В. Зуева, А. Е. Лапенков

Российский государственный гидрометеорологический университет

Предложена стратегия исследования видового состава и обилия макрозообентоса каменистой литорали Ладожского озера водолазным методом. При проведении исследований донные сообщества охарактеризованы как имеющие высокое видовое богатство и обилие макрозообентоса. Кормовая база рыб бентофагов в прибрежной части Ладожского озера оценена как высокая. Продемонстрирована возможность использования данного метода на мелководьях Ладожского озера и других водоемов.

Прибрежные мелководья – это наиболее продуктивная область любого водоема. В прибрежье происходят основные кормовые миграции большинства видов рыб. Ихтиоценоз северной части озе-

ра, к которой относится район Валаамского архипелага, представлен промысловыми, в том числе особо ценными, видами рыб: хариусом, ладожским лососем, палией, судаком и несколькими видами сига. Значительную часть рациона этих видов составляет реликтовая фауна придонных ракообразных [Тихомирова, Болотова, 1977].

Количественные характеристики кормовой базы рыб-бентофагов, состав и характеристики донных сообществ для этой зоны озера практически неизвестны. Детальные исследования на каменистой литорали в настоящее время ограничены глубиной 1 м [Барбашова, Курашов, 2011]. Причина слабой биологической изученности макрозообентоса мелководий Ладожского озера – нерепрезентативность стандартных гидробиологических методов количественного учета макрозообентоса на твердых грунтах и/или в условиях сложного рельефа.

Необходимость исследований мелководий Ладожского озера обусловлена и тем, что донная фауна здесь активно изменяется вследствие антропогенного воздействия, а возможно, и климатических изменений. Дополнительная трансформация сообществ макрозообентоса вызвана проникновением с середины 2000-х гг. многих чужеродных видов [Курашов и др., 2011].

Исследования проводились в заливах Красном, Крестовом и бухте Малая Никоновская на о. Валаам в Ладожском озере. Выбор заливов обусловлен тем, что они характерны для северной части Ладожского озера с ее сложным рельефом и большой площадью твердых грунтов [Бабин и др., 2013]. Сочетание различных типов грунтов и наличие мягких донных отложений позволяет сопоставлять видовой состав и обилие бентоса на различных субстратах. Расположение заливов показано на рис. 1.

Для поставленных задач была разработана соответствующая стратегия исследований. Общее описание донных сообществ выполнялось при помощи модифицированного водолазного метода трансект [Голикова, Скарлато, 1968; Зуев, 2012]. Была получена карта-схема грунтов и рельефа заливов (рис. 2). На основании этой схемы проводился выбор районов для отбора проб бентоса (рис. 3).

Для отбора проб донных отложений и зообентоса на мягких грунтах использовались дночерпатели, с площадью захвата 0,0625 м². Перпендикулярно берегу и изобатам, для того чтобы отбирать пробы с определенного типа грунта и рельефа дна, грунт с населяющими его организмами собирался с рамки оригинальной конструкции водолазами вручную. Однако сбор мелких организмов с твердых площадок скального и каменистого грунта – крайне длительная и неточная процедура. Кроме того, население твердых грунтов часто виды хорошо плавающие, которым легко покинуть учетную площадку при приближении исследователя. Поэтому для отбора зообентоса на твердых грунтах была разработана конструкция, позволяющая засасывать организмы макрозообентоса с частицами грунта [Зуев, Зуева, 2013].

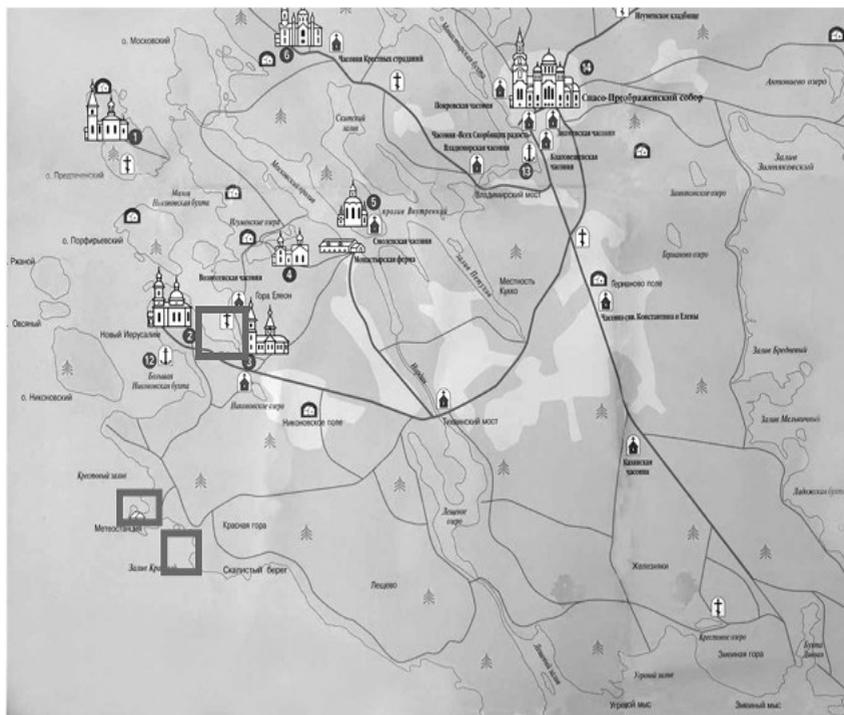


Рис. 1. Районы исследований на Валаамском архипелаге (выделены прямоугольниками)

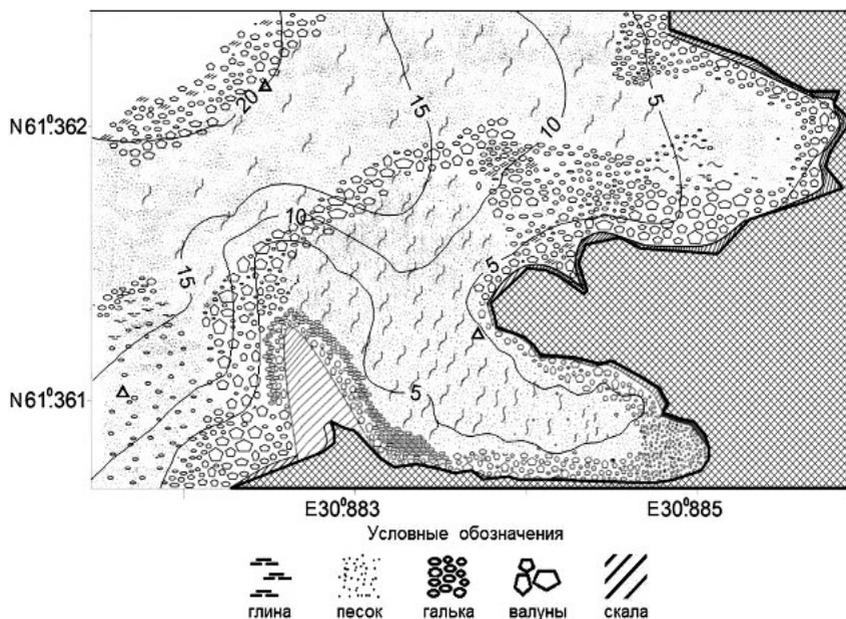


Рис. 2. Описание рельефа и грунтов на примере Крестового залива



Рис. 3. Выбор горизонтов для отбора проб

Для исследования запасов ракообразных на больших по площади участках глубже 15 м (сублитораль) использовался следующий метод. Выбирался прямой участок дна длиной 100 м. Участок просматривался на наличие нарушений рельефа и изменение характера грунта. Далее по маршруту протаскивалась драга. В конце участка драга немедленно поднималась на поверхность, где содержимое кутка изымалось. Таким образом, исследовались хорошо плавающие виды, населяющие ровные участки прибрежных мелководий. Зная расстояние, пройденное драгой, и ширину полосы сбора, рассчитывали плотность поселения и биомассу крупных подвижных ракообразных.

Всего в исследованных заливах прибрежья Валаамского архипелага отмечено 119 таксонов. Наибольшее количество таксонов – 41 – отмечено среди личинок комаров хирономид.

Численность зообентоса варьировала в заливе от 250 до 24 130 экз./м², в среднем составляя 2727 экз./м². Доминировали по численности личинки комаров хирономид, составлявшие 44 % всей численности. Субдоминантами по численности были ракообразные, составлявшие в заливе около 27 % всего макрозообентоса.

Биомасса зообентоса варьировала в заливе от 0,13 г/м² на крупных камнях до 63,50 г/м² на песке в открытой части бухты. Средняя биомасса – 5,59 г/м². Доминировали по биомассе ракообразные – 47 % всего зообентоса, личинки комаров хирономид составляли 29 %. В центральной части залива по биомассе преобладали ракообразные. На прибрежных станциях значительный вклад в биомассу вносили личинки хирономид и моллюски.

На основании данных об обилии бентоса произведена группировка станций индексом сходства Чекановского-Серенсена. На высоком уровне сходства были выделены сообщества, расположенные на различных субстратах.

Для сообщества скал типичны доминирование личинок комаров хирономид и биомасса зообентоса в диапазоне от 0,1 до 2,6 г/м². Для сообщества скал характерна более высокая биомасса в заливе Крестовом, которая варьирует от 0,2 до 4,4 г/м², здесь доминируют двустворчатые и брюхоногие моллюски. Наиболее вы-

соким обилием отличаются сообщества песков у подножия скал. Биомасса здесь изменяется в пределах от 2,4 до 63,5 г/м², а по вкладу с большим отрывом от других групп доминируют ракообразные (рис. 4).

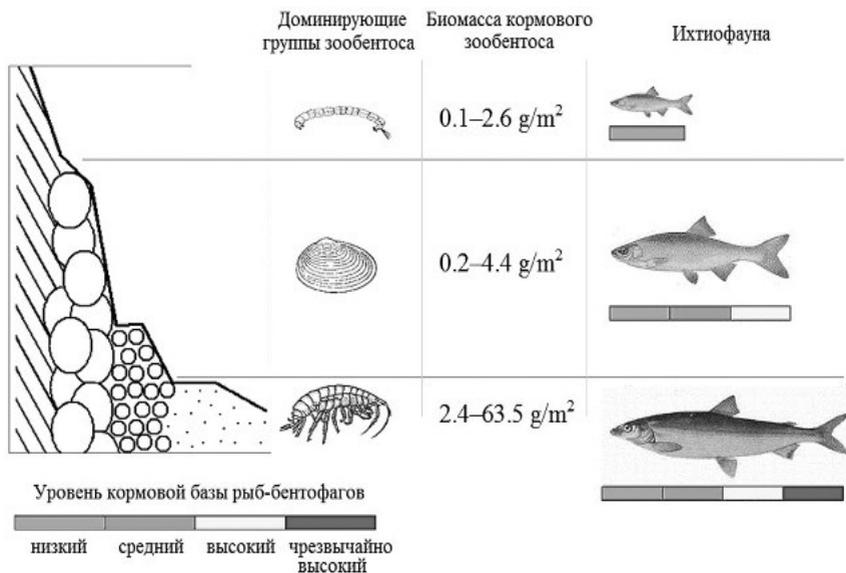


Рис. 4. Схема распределения зообентоса и связанного с ним ихтиоценоза на прибрежных мелководьях северной части Ладожского озера

Выполненная оценка кормовой базы на больших глубинах с учетом хорошо плавающих видов позволяет отнести этот район к категории «выше чем средnekормный» по принятой в рыбохозяйственной отрасли классификации [Пидгайко и др., 1968]. Наличие большого количества крупных ракообразных на глубинах свыше 15 м объясняет, почему на этих глубинах происходит нагул большинства ценных промысловых видов рыб Ладожского озера (см. рис. 4) [Тихомирова, 1975; Тихомирова, Болотова, 1977].

Литература

Бабин А. В., Воякина К. Ю., Зуева Н. В. и др. Прибрежная зона Ладожского озера // Влияние изменений климата и опасных природных явлений

на природопользование Европейского Севера / Под ред. Н. С. Касимова, Л. Н. Карлина. СПб.: РГГМУ, 2013. С. 44–53.

Барбашова М. А., Курашов Е. А. Макрофауна литоральной зоны Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Наука, 2011. С. 219–252.

Голиков А. Н., Скарлато О. А. Гидробиологические исследования в заливе Посъет с применением водолазной техники // Исследования фауны морей СССР. 1965. Т. 3, № 9. С. 5–21.

Зуев Ю. А. Влияние естественных и антропогенных факторов на распределение мегабентоса верхней сублиторали Кольского залива // Материалы VI междунар. науч. конф. «Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон» (2–4 июля 2012 г.). СПб.: РГГМУ, 2012. С. 168–169.

Зуев Ю. А., Зуева Н. В. Опыт исследования макрозообентоса каменистой литорали Ладожского озера // Учен. зап. Рос. гос. гидрометеорологического ун-та. 2013. № 30. С. 134–147.

Курашов Е. А. и др. Виды-вселенцы в литоральной зоне Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Наука, 2011. С. 279–284.

Пидгайко М. Л., Александров Б. М., Иоффе Ц. И. и др. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 205–228.

Тихомирова Л. П. Питание ладожских сигов // Рыбохозяйственное изучение внутренних водоемов. 1975. № 16. С. 14–20.

Тихомирова Л. П., Болотова Т. Т. Питание сига-лудоги Ладожского озера // Известия ГосНИОРХ. 1977. Т. 116. С. 91–98.

MACROZOOBENTHOS OF LADOGA BAYS OF VALAAM ARCHIPELAGO

Y. A. Zuyev, N. V. Zuyeva, A. E. Lapenkov

Russian State Hydrometeorological University

The paper deals with the research strategy for the study of species composition and abundance of macrozoobenthos found in rocky littoral zone of Lake Ladoga with the help of divers. The bottom communities were characterized by a high variety of species and abundance of macrozoobenthos. The benthophagous fish forage base in Lake Ladoga shallow water area was found to be rich as well. The paper illustrates the possibility of using the research method in the coastal shallow waters of Lake Ladoga and other water bodies.

ХАРАКТЕРИСТИКА МОЛЛЮСКОВ ОЗЕР ВИШТЫНЕЦКОЙ ГРУППЫ (КАЛИНИНГРАДСКАЯ ОБЛАСТЬ, РОССИЯ)

Д. В. Манаков

Калининградский филиал Московского
государственного университета путей сообщения

В работе дана предварительная характеристика видового состава и удельной численности моллюсков озер Виштынецкой группы в сравнении с другими постоянными водоемами.

Введение. Виштынецкая холмисто-моренная возвышенность занимает крайний юго-восток Калининградской области на границе трех государств – России, Литвы и Польши. Преобладающие высоты 110–210 м (максимальная – 242 м) над уровнем моря [Калининградская..., 2004; Озеро..., 2008]. Значительную ее часть занимает особо охраняемый лес Красный – часть исторической Роминтенской пуши [Схема..., 2004]. Возвышенность богата водными объектами, главную часть из которых составляют озера Виштынецкой группы и наиболее крупное из них – оз. Виштынецкое [Алексеев и др., 1976; Географический..., 2002].

Цель данной работы – охарактеризовать видовой состав, а также удельную численность моллюсков озер Виштынецкой группы по сборам 2013–2014 гг.

Видовой состав моллюсков Виштынецкого озера изучен достаточно полно (табл. 1). В 1966–1968 гг. было найдено 27 брюхоногих (8 – переднежаберных, 19 – легочных), а также 15 видов двустворчатых моллюсков [Мордухай-Болтовская и др., 1971]. Несколько позднее Ю. В. Герасимов [1977] публикует общий для части озер Виштынецкой группы список моллюсков, в котором были упомянуты ранее неизвестные здесь *M. scholtzi*, *O. glabra*, *Myxas glutinosa*, *U. crassus*. В 2010 г. были опубликованы сведения о моллюсках Виштынецкого озера за 1981–1982 гг. [Щербина, 2010]. Это добавило такие новые для этого озера виды, как *V. macrostoma*, *A. spirorbis*, *G. riparius*, *G. rossmaessleri*, *S. nitida*, *Sph. solidum*, *P. moitessierianum*. Другие водоемы изучены фрагментарно.

Таблица 1. Видовой состав моллюсков оз. Виштынецкого по литературным данным

№ п/п	Вид	№ п/п	Вид
Брюхоногие моллюски			
1	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus 1758)	19	<i>Myxas glutinosa</i> (Müller 1774)
2	<i>Viviparus contectus</i> (Millet 1813)	20	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus 1758)
3	<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus 1758)	21	<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus 1758)
4	<i>Bithynia leachii</i> (Sheppard 1823)	22	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus 1758)***
5	<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)*	23	<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus 1758)
6	<i>Marstoniopsis scholtzi</i> (Shmidt 1856)	24	<i>Planorbis carinatus</i> (Müller 1774)
7	<i>Valvata piscinalis</i> (Müller, 1774)**	25	<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus 1758)
8	<i>Valvata cristata</i> (Müller 1774)	26	<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel 1834)
9	<i>Valvata pulhella</i> Studer 1820	27	<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus 1758)
10	<i>Valvata macrostoma</i> Mörch 1864	28	<i>Bathyomphalus contortus</i> (Linnaeus 1758)
11	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus 1758)	29	<i>Gyraulus albus</i> (Müller 1774)
12	<i>Galba truncatula</i> (Müller, 1774)	30	<i>Gyraulus acronicus</i> (Férussac 1807)
13	<i>Stagnicola palustris</i> (Müller 1774)	31	<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus 1758)
14	<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin 1791)	32	<i>Gyraulus riparius</i> (Westerlund 1865)
15	<i>Omphiscola glabra</i> (Müller 1774)****	33	<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald in A. Schmidt 1851)
16	<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus 1758)*	34	<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus 1758)
17	<i>Radix balthica</i> (Linnaeus 1758)	35	<i>Segmentina nitida</i> (Müller 1774)
18	<i>Radix labiata</i> (Rossmäessler 1835)		
Двустворчатые моллюски			
36	<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771)	46	<i>Pisidium henslowanum</i> (Sheppard 1823)
37	<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	47	<i>Pisidium amnicum</i> (Müller 1774)
38	<i>Unio tumidus</i> (Philipsson 1788)	48	<i>Pisidium subtruncatum</i> Malm 1855
39	<i>Unio crassus</i> (Philipsson 1788)****	49	<i>Pisidium nitidum</i> Jenyns 1832
40	<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus 1758)	50	<i>Pisidium milium</i> Held 1836
41	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	51	<i>Pisidium carsenatum</i> (Poli 1791)
42	<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler 1835)	52	<i>Pisidium supinum</i> A. Schmidt 1851
43	<i>Sphaerium scaldianum</i> Normand 1844	53	<i>Pisidium conventus</i> Clessin 1877
44	<i>Sphaerium nitidum</i> Clessin 1877	54	<i>Pisidium moitessierianum</i> Paladilhe 1866
45	<i>Sphaerium solidum</i> (Normand 1844)		

Примечание. * – также обитает в оз. Боровиково; ** – также в озерах Островное и Боровиково; *** – также в оз. Островное; **** – вид указан в общем списке беспозвоночных для следующих водоемов: озера Лесистое, Боровиково, Островное, Камышовое, Виштынецкое [Герасимов, 1977].

Материал и методы. Собственный материал был собран во время двух весенних пешеходных туристских походов и двух краеведческих автобусных экскурсий в 2013–2014 гг. Используются общепринятые методы [Жадин, 1956; Руководство..., 1983]. Идентификация видового состава проводилась на месте сбора по раковине с использованием определителя [Glöer, Meier-Brook, 2003]. За основу принята система моллюсков Европы [Glöer, Meier-Brook, 2003; Glöer, Zettler, 2005]. Всего было обработано более 600 особей моллюсков, собранных на 39 станциях из 26 водных объектов. На 23 станциях были получены количественные данные благодаря прямому учету моллюсков методом площадок (размером 50×50 см) около уреза воды. Частота встречаемости брюхоногих моллюсков рассчитывалась по формуле: $V = M/n \times 100 \%$, где M – число обнаружений данного вида, n – общая сумма числа обнаружений моллюсков всех видов гастропод.

Результаты. Благодаря нашим сборам в 2013–2014 гг. мы обнаружили 32 вида моллюсков, из которых к брюхоногим относилось 24, к двустворчатым – 8 видов. Видовой состав, частота встречаемости и удельная численность (далее просто численность) моллюсков озер Виштынецкой группы и других постоянных водоемов возвышенности приводятся в табл. 2.

Основу населения моллюсков озер Виштынецкой возвышенности составляют следующие виды, общие для всех постоянных водоемов: *Pl. corneus*, *B. tentaculata*, *L. stagnalis*, *V. contectus*, *S. corvus*, *R. auricularia*. *P. planorbis*. Во вторую группу входят общие для озер, прудов и запруд моллюски: *S. nitida*, *A. vortex*, *V. cristata*, *A. lacustris*, *B. contortus*, *Ph. fontinalis*. Только в озерах обнаружены *V. piscinalis*, *R. ampla*, *B. leachii*, *S. palustris*, *M. glutinosa*, *A. vorticulus*.

Численность моллюсков около уреза воды обычно не превышала 20 экз./м². Она варьировала в обследованных областях береговой зоны водоемов от этого значения до полного отсутствия моллюсков. Наиболее массовые виды гастропод – переднежаберные: *B. tentaculata*, *V. contectus*, *V. cristata*. Среди двустворчатых преобладает *D. polymorpha* в оз. Виштынецком. Роль этого вида в донных сообществах озера наиболее полно изучена Г. Х. Щербиной [1993], дрейссена в других озерах отсутствует.

Следует отметить, что из обследованных водоемов наиболее богаты моллюсками озера Виштынецкой возвышенности. В более мелких водоемах распространены массовые виды гастропод, общие для постоянных слабопроточных вод. В них отсутствуют редкие виды, свойственные только сложившимся экосистемам (озерам). Чем меньше размер постоянного водоема, тем скуднее разнообразие моллюсков. Другая особенность возвышенности – присутствие раковин моллюсков постоянных слабопроточных вод в танатоценозах рек с быстрым течением, где поселения этих животных практически не наблюдаются.

Таблица 2. Видовой состав и численность моллюсков некоторых озер Виштынецкой группы в 2013–2014 гг. в сравнении с другими постоянными водоемами

№	Вид	Об	%	Озера					Пруды и за- пруды				Протоки			Реки	
				Вш	Мр	Бр	Р6	Лн	Вр	Пп	Кт	Мч	Чп	Т1	Т2	Кр	Пс
Брюхоногие моллюски																	
1	<i>Pl. corneus</i>	23	11,3	e	1–2	1–2	e		1–2	1–2	1–3	п	e	2–5	2–6		1–5*
2	<i>B. tentaculata</i>	19	9,3	1–5	1–2	5–8	5–10	5–10		1–5	e	e	e	e	1–2	e*	e*
3	<i>L. stagnalis</i>	17	8,3	1–3	e	1–5	e	1–2		1–3	e		e	e	e	e*	
4	<i>V. contectus</i>	16	7,8	3–5	10–20	5–8	10–15				3–5	п	5–8		2–10		e*
5	<i>S. corvus</i>	16	7,8	e	e	1–5	5–20	1–2	2–3	1–2		п		1–2			e*
6	<i>R. auricularia</i>	15	7,4	1–3	e	1–2	e	2–3	e	e			e		e		e*
7	<i>R. balthica</i>	13	6,4	e			e	e		2–3		e			e	e*	1–10*
8	<i>P. planorbis</i>	13	6,4			1–8	e		2–3		e		e	2–8	1–5	e*	
9	<i>Ph. fontinalis</i>	11	5,4		1–5	e	e		1–2	e	e	ч	e	e			
10	<i>A. vortex</i>	11	5,4	e	1–5	e	e	1–5	e	e		e		e			e*
11	<i>V. cristata</i>	6	2,9		1–10		e				e		e				e*
12	<i>P. carinatus</i>	6	2,9	e			e			1–2							e*
13	<i>A. lacustris</i>	6	2,9		e	1–10 ¹	e	e	e								
14	<i>B. contortus</i>	6	2,9		1–5	e	e		1–3								e*
15	<i>S. nitida</i>	6	2,9			10–20	e		1–5			e					e*
16	<i>A. fluviatilis</i>	6	2,9													e*	1–5*
17	<i>V. piscinalis</i>	3	1,5	e			e										e*
18	<i>V. viviparus</i>	2	1,0					1–5		2–10							
19	<i>R. ampla</i>	2	1,0	e													
20	<i>B. leachii</i>	2	1,0				e										
21	<i>S. palustris</i>	1	0,5				1–5										
22	<i>M. glutinosa</i>	1	0,5	e													
23	<i>A. vorticulus</i>	1	0,5	e													

Окончание табл. 2

№	Вид	Об	%	Озера					Пруды и за- пруды				Протоки			Реки	
				Вш	Мр	Бр	Рб	Лн	Вр	Пп	Кт	Мч	Чп	Т1	Т2	Кр	Пс
Двустворчатые моллюски																	
24	<i>D. poly- morpha</i>	2	–	п												e	
25	<i>U. pictorum</i>	1	–						e								
26	<i>U. tumidus</i>	1	–						e								
27	<i>U. crassus</i>	1	–						e							1–20	
28	<i>A. cygnea</i>	1	–		e												
29	<i>A. anatina</i>	2	–		e				e								
30	<i>Sph. cor- neum</i>	4	–		e	e		e	e								
31	<i>P. amnicum</i>	2	–													e e	
Всего				13	13	13	19	8	10	15	7	8	8	7	7	6	15

Примечание. Обозначения водоемов: Вш – оз. Виштынецкое, Мр – оз. Мариново, Бр – оз. Боровиково (Проточное), Рб – оз. Рыбное (Лесистое), Лн – оз. Линёвое (пос. Ягодное), Вр – запруда на руч. Вражки (пос. Садовое), Пп – пруд на р. Писса (пос. Ягодное), Кт – запруда на руч. у Катериной горы (ок. оз. Боровиково), Мч – запруды на руч. впад. в оз. Мариново с юга, Чп – протока у р. Русская (пос. Чистые Пруды), Т1 – протока № 1 у бух. Тихая около оз. Виштынецкое, Т2 – протока № 2 там же где Т1 (с мостом на шоссе), Кр – р. Красная 1 км выше пос. Токаревка, Пс – р. Писса 3 км ниже пос. Ягодное. Численность моллюсков приводится как число особей вида в пересчете на 1 м² дна около уреза воды, которая изменялась в указанном диапазоне (А–В, где: А – минимальные, В – максимальные значения), «е» – единичные находки; «п» – преобладающий вид в сборах; «ч» – особи вида попадаются часто; « » (пустые ячейки) – вид не найден или отсутствует; Об – абсолютное количество находок (обнаружений) вида в 2013–2014 гг.; % – частота встречаемости для водных гастропод (для двустворчатых не рассчитывалась); примечания: ¹ – в пересчете на один стебель рогоза, * – охарактеризован танатоценоз (количество пустых раковин моллюсков).

Обсуждение. По литературным сведениям в оз. Виштынецком известно 54 вида мягкотелых (35 видов гастропод и 19 видов двустворчатых моллюсков). Мной было обнаружено во всех водоемах возвышенности 24 вида гастропод (6 переднежаберных и

18 легочных), а также 8 видов двустворчатых моллюсков. С результатами наших сборов 2013–2014 гг. для водоемов возвышенности всего отмечено 58 видов моллюсков, из которых 20 видов двустворчатых и 38 брюхоногих (10 переднежаберных гастропод, остальные легочные).

Были найдены виды, ранее не известные: *R. ampla* (вид не был найден предыдущими авторами в оз. Виштынецком – по причине отсутствия его в определителях), *A. hypnorum* (обследованы временные водоемы), *A. fluviatilis* (изучены реки и особенно ручьи), *Sph. corneum* (вид случайно пропущен предыдущими авторами). Также подтверждено обитание 21 вида гастропод и 7 видов двустворчатых моллюсков, упоминавшихся ранее.

25 видов из оз. Виштынецкого [Мордухай-Болтовская и др., 1971; Герасимов, 1977; Щербина, 2010] не были нами встречены. Среди них: *Th. fluviatilis*, *M. scholtzi*, *V. pulhella*, *A. spirorbis*, *G. truncatula*, *O. glabra*, *G. albus*, *G. acronicus*, *G. riparius*, *G. crista*, *G. rossmaessleri*, *H. complanatus*, *Ps. complanata*. Это же относится к большинству видов мелких двустворчатых.

Отсутствие находок всех этих моллюсков в оз. Виштынецком и в других озерах Виштынецкой группы свидетельствует о неполной исследованности возвышенности в отношении ее малакофауны.

Работы, касающиеся моллюсков возвышенности [Мордухай-Болтовская и др., 1971; Герасимов, 1977; Щербина, 2010], освещают результаты, полученные в теплый сезон года на всей акватории оз. Виштынецкого (с помощью дночерпателя). Наши «береговые» сборы на этом озере несопоставимо малы по сравнению с данными других авторов.

В озерах возвышенности в 2013–2014 гг. найдено от 8 до 19 видов моллюсков, это же относится к прудам и запрудам. Несомненно, моллюски этих водоемов изучены неполно, но это достаточный результат для «беглой» гидробиологической съемки с берега в зоне около уреза воды.

Выбранный нами метод сбора моллюсков позволяет подробно охарактеризовать гастропод, но он недостаточно пригоден для вы-

лова крупных двустворчатых моллюсков (требуется зубчатый сачок на длинном шесте). Другой недостаток нашего метода – недостаток в полевых условиях и отсутствие возможности на месте сбора определить до вида мелких двустворчатых моллюсков.

Из-за сжатых сроков нахождения на возвышенности и специфики маршрута походов нам удалось охарактеризовать моллюсков только половины озер Виштынецкой группы. Результаты, полученные нами, носят предварительный характер. Однако моллюски озер возвышенности, исключая оз. Виштынецкое, ранее не были изучены вовсе, и, следовательно, обнаружение даже массовых видов в постоянных водоемах этого края составляет отдельную ценность.

В заключение следует отметить, что виды, найденные нами: *P. carinatus* и *A. vorticulus*, а также известные по литературе из водоемов возвышенности (*O. glabra*, *G. albus*, *G. riparius*) занесены в Красную книгу Калининградской области.

Выражаю глубокую признательность руководителю турклуба «Азимут» М. Г. Бадамишину и всем его членам за совместные походы, сделавшие возможным эту работу, калининградскому краеведу Б. Н. Адамову за организацию увлекательных автобусных экскурсий к оз. Виштынецкому, а также Р. Н. Буруковскому (КГТУ) и Ч. М. Нигматуллину (АтлантНИРО), читавшим рукопись и сделавшим ряд существенных замечаний. Автор глубоко признателен Г. Х. Щербине (ИБВВ РАН) и А. А. Гусеву (АтлантНИРО) за предоставленные материалы, а также откликнувшимся на мои просьбы польским коллегам: М. Marzec (Suwalski Landscape Park) и А. Kołodziejczyk (Department of Hydrobiology, Faculty of Biology, University of Warsaw).

Литература

Алексеев Н. К., Демидова А. Г., Берникова Т. А. и др. Озеро Виштынецкое. Калининград: Калининградское книжное изд-во, 1976. 48 с.

Географический Атлас Калининградской области / Под ред. Орленка В. В. Калининград: КГУ, 2002. 276 с.

Герасимов Ю. В. Зообентос озер Нестеровского района по результатам подводных наблюдений. Дипломная работа. Калининград: КТИ РПИХ, 1977. 76 с.

Жадин В. И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных // Жизнь пресных вод. Т. 4, ч. 1. М.; Л.: АН СССР, 1956. С. 279–382.

Калининградская область. Общегеографический региональный атлас. Масштаб 1: 100 000. М.: ФГУП «439 ЦЭВКФ» МО РФ, 2004. 72 с.

Мордохай-Болтовская Э. Д., Иванов П. И., Машинец И. П. Зоопланктон и зообентос озера Виштынецкого // Биология рыб и водных беспозвоночных морских и внутренних водоемов: Труды КТИ РПИХ. 1971. № 26. С. 38–53.

Озеро Виштынецкое (Vištyčio ežeras) / Под ред. Тылика К. В., Шибеева С. В. Калининград: ИП Мишуткина И. В., 2008. 143 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Ред. Абакумов В. А. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 240 с.

Схема охраны природы Калининградской области / Под ред. Цыбина Ю. А. Калининград: Издательство TENAX MEDIA, 2004. 136 с.

Шибеева М. Н. Экологическая характеристика малых рек Калининградской области: Дис. ... канд. биол. наук. Калининград, 1997. 270 с.

Щербина Г. Х. Роль *Dreissena polymorpha* Pallas в донных сообществах озера Виштынецкое // Зооценозы водоемов бассейна Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 145–159.

Щербина Г. Х. Таксономический состав и сапробиологическая значимость донных макробеспозвоночных различных пресноводных экосистем Северо-Запада России // Экология и морфология беспозвоночных континентальных вод. Махачкала: Наука ДНЦ, 2010. С. 426–466.

Glöer P., Meier-Brook C. Süßwassermollusken (Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland, 13 neubearbeitete Auflage). Hamburg: DJN, 2003. 135 s.

Glöer P., Zettler M. Kommentierte Artenliste der Süßwassermollusken Deutschlands // Malakologische Abhandlungen. 2005. N 23. P. 3–26.

MOLLUSKS OF VISHTYNETS (VIŠTYTIS) LAKES (KALININGRAD REGION, RUSSIA)

D. V. Manakov

Kaliningrad branch of the Moscow State University of Railway Engineering

The paper presents a preliminary description of mollusks species composition and abundance of Vishtynets (Vištytis) Lakes.

ВЛИЯНИЕ ГОРНОЙ ПОРОДЫ И СЛОЖНОСТИ ЕЕ ПОВЕРХНОСТИ НА ФОРМИРОВАНИЕ ПЕРИФИТОННЫХ И МЕЙОБЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ

**Д. С. Дудакова¹, И. А. Мухин², Е. В. Станиславская¹,
Л. Л. Капустина¹, З. И. Слукровский³, М. О. Дудаков¹**

¹ Институт озероведения РАН, Санкт-Петербург

² Вологодский государственный университет

³ Институт геологии КарНЦ РАН

В литоральной зоне Ладожского озера проведен натурный эксперимент по заселению перифитонными и мейобентосными организмами каменистых субстратов, состоящих из разных типов горных пород: габбро, гранодиорита, мрамора и сланца. Анализировалось влияние трех факторов: тип горной породы, площадь и сложность поверхности образца. В ходе эксперимента показано значимое влияние типа горной породы на характеристики численности бактерио-перифитона, а также биомассы фитоперифитона. Площадь поверхности камня была наиболее значимым фактором, влияющим на численность микрозооперифитона (прикрепленных простейших и коловраток) и мейобентоса. Показано влияние сложности поверхности субстрата на численность бактерио- и фитоперифитона. Полученные данные также указывают на важность учета отдельных систематических групп исследуемых сообществ. В большей степени привлекательны для сообществ обрастателей были горные породы, более устойчивые к физическому и химическому выветриванию.

Котловина и берега Ладожского озера имеют сложное геологическое строение. Котловина озера расположена в зоне сочленения Балтийского щита и Русской платформы и сложена разнообразными коренными породами, часто перекрытыми четвертичными отложениями. Коренные породы хорошо обнажены в Северном районе прибрежной части Ладожского озера и представлены разновозрастными образованиями; их химический состав и механические свойства варьируют в широких пределах. Основная часть этих по-

род сложена осадочными вулканогенными образованиями пикритового, базальтового и андезитового состава; сланцами по терригенным, мраморизованным карбонатным и высокоуглеродистым осадочным породам, подвергшимся метаморфизму и мигматизации; интрузивными образованиями: габбро, диоритами, гранодиоритами, гранитами, сиенитами [Амантов, Спиридонов, 1986]. Литоральная зона северного района Ладожского озера связана с выходами коренных горных пород; скальные обнажения в ряде случаев уходят глубоко под воду. Также большая часть твердого материала, образующего каменистые пляжи, представляет собой обломки этих горных пород. Горные породы различаются между собой химическим составом, структурными и текстурными особенностями (трещиноватость, пористость и т. п.), степенью разрушения, интенсивностью химического и физического выветривания [Геология, 2004]. Имеются данные, что биологические сообщества литорали озер, развивающиеся на поверхностях твердых каменистых субстратов, зависят от типа горных пород [Логачева и др., 2009; Шевелева и др., 2012]. Для выявления особенностей формирования сообществ на заселяемом субстрате обычно используются натурные эксперименты [Шевелева и др., 2012].

Цель работы – выявить, присутствует ли для перифитонных и мейобентосных организмов избирательность в заселении камней, представленных разными горными породами, встречающимися на берегах Ладожского озера.

Для проведения эксперимента по влиянию типа горной породы на заселение перифитонными и мейобентосными сообществами была разработана оригинальная установка, состоящая из рамки, изготовленной из инертного ПВХ пластика, размером 50×70 см. Из толстой лески сформирована сетка с ячейками размером 8×8 см по 6 ячеек в 3 ряда. В узлах прочно прикреплялись предметные стекла и образцы четырех различных горных пород (сланец, мрамор, габбро и гранодиориты из двух разных мест) в трех повторностях. Крепление производилось к верхней грани камней, так что они естественным образом лежали на грунте под своим весом. Установка характеризовалась нейтральной плавучестью и не оказывала на образцы

никакого влияния, кроме удержания их в узлах ячеек, предохраняя от смещения под воздействием гидродинамической нагрузки. Каждый образец оценивался по трем показателям: тип горной породы (TR), площадь поверхности (S пов.), сложность поверхности (С). Площадь образца измерялась приемом обертывания его фольгой по всей поверхности и измерением площади с помощью миллиметровой бумаги. Сложность поверхности оценивалась по соотношению площади и объема образца. Для устранения бактериального загрязнения перед экспозицией образцы стерилизовались в автоклаве при 1 атм. (121 °С). Закрепление образцов на установке проводилось непосредственно перед погружением их в воду. Установка была размещена на каменистом пляже одного из островов северного шхерного района Ладожского озера (о. Орьятсаари). Пляж подвержен низкой волновой активности. Эксперимент проводился в период с 12 августа по 1 октября 2015 г., срок экспозиции составил 49 дней. Температура воды в момент начала эксперимента составляла +16 °С, в момент окончания – +5 °С. По окончании срока экспозиции с образцов были отобраны пробы бактерио-, фито-, микрозооперифитона и мейобентоса. Для получения проб микрозооперифитона с каждого образца делался соскоб площадью 1 см² в трех-пяти повторностях (в зависимости от размера камня) на различных участках поверхности. Пробы просматривались в живом виде при увеличении 15×10 и 15×20 в полевых условиях сразу после отбора. Для получения проб бактерио- и фитоперифитона, а также мейобентоса с каждого образца производили соскоб материала со всей поверхности камня в определенный объем стерильной воды. Пробы фиксировались формалином и разбирались по стандартным методикам [Руководство..., 1992; Курашов, 2007]. Для статистической обработки данных применялся дисперсионный анализ и его непараметрический аналог тест Крускалла-Уоллиса. Расчеты велись в программной среде STATISTICA.

Согласно полученным результатам, развитие различных сообществ на образцах не происходило единообразно. Как для показателей общей численности и биомассы, так и для отдельных систематических групп проявлялось разнообразие реакций на исследуемые факторы, связанные с особенностями каменистых субстратов.

При оценке влияния различных типов горных пород на численность гидробионтов было выявлено, что для бактериоперифитона максимальное обилие наблюдалось на габбро, для фито- и микрозооперифитона – на сланце, для мейобентоса – на мраморе. Минимальные численности бактерио- и мейобентоса отмечены на сланце, фито- и микрозооперифитона – на габбро и мраморе (рис. 1).

Численность бактериоперифитона существенно различалась между группой метаморфических горных пород, имеющих осадочное происхождение (мрамор и сланец) и интрузивных пород (габбро и гранодиориты), причем наиболее сильную вариабельность проявляли палочковидные бактерии (рис. 1, А). В обоих случаях на первой группе пород численность была значительно ниже, чем на второй. В структуре сообщества следует отметить преобладание кокковидных форм бактерий на мраморе и сланце, а палочковидных – на габбро и гранодиорите.

Значимые различия на разных горных породах были выявлены для биомассы фитоперифитона, а также для отделов водорослей. Максимальное значение биомассы отмечалось на поверхности стекла, на котором доминировали зеленые водоросли. На всех типах образцов горных пород биомасса зеленых водорослей была в несколько раз ниже по сравнению с биомассой на стекле, однако они также преобладали, хотя и в меньшей степени. Исключением являлся сланец, на котором доминировали диатомовые водоросли. Максимальная биомасса была отмечена на гранодиоритах, минимальная – на габбро и сланце.

Максимальные численности и биомассы микрозооперифитона были отмечены на сланцах (рис. 1, В). Наименьшие величины численности и биомассы организмов этого сообщества были на габбро, а на мраморе они полностью отсутствовали. В структуре сообщества на разных горных породах имелись различия: на сланце и габбро доминировали коловратки, тогда как на гранодиорите – инфузории.

Значимого влияния горных пород на численность и биомассу мейобентоса выявлено не было. Однако некоторые тенденции все же прослеживаются (рис. 1, Г). Максимальная численность и биомасса мейобентоса отмечены на мраморе, минимальные – на слан-

це (численность) и габбро (биомасса). Численность остракод и турбеллярий на мраморе и сланце по сравнению с интрузивными породами была ниже средней, а клещей, напротив, выше. По сравнению с другими породами отмечено снижение численности олигохет и хирономид на габбро, тогда как численность циклопов здесь оказалась максимальной. Низкими численностями циклопов выделялись сланцы. Для прочих таксонов мейобентосного сообщества явной зависимости от типа горной породы не выявлено.

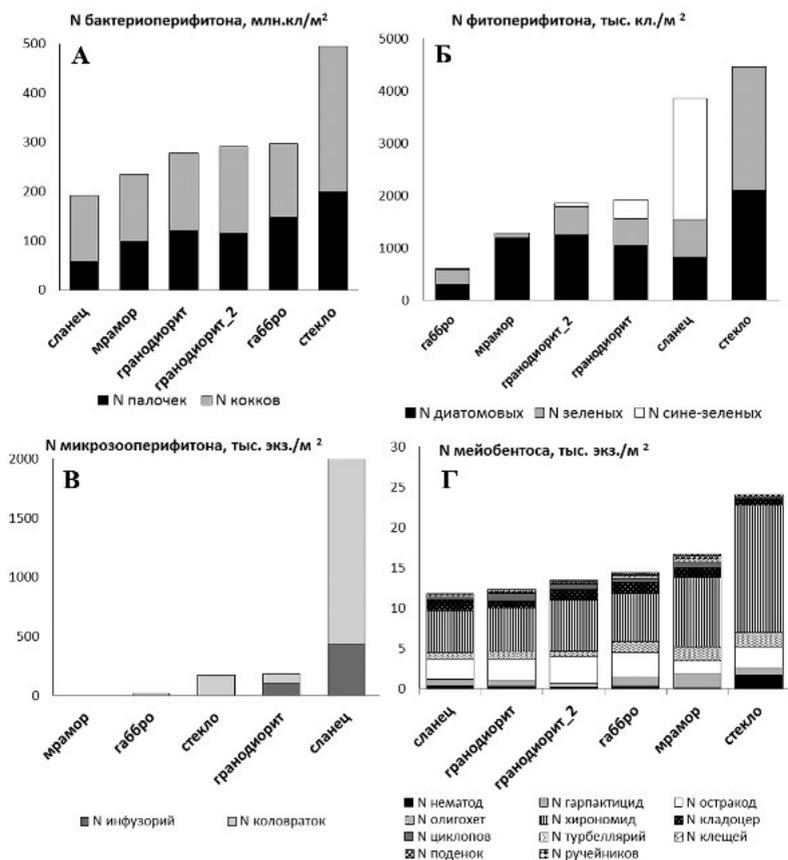


Рис. 1. Численность организмов различных групп на разных типах горных пород

Влияние площади поверхности образца на показатели численности исследованных сообществ проявлялось по-разному (рис. 2). Удельная плотность простейших и коловраток была выше на более крупных камнях, тогда как для мейобентоса проявлялась обратная зависимость. На бактерио- и фитоперифитон площадь образца не оказывала значимого воздействия.

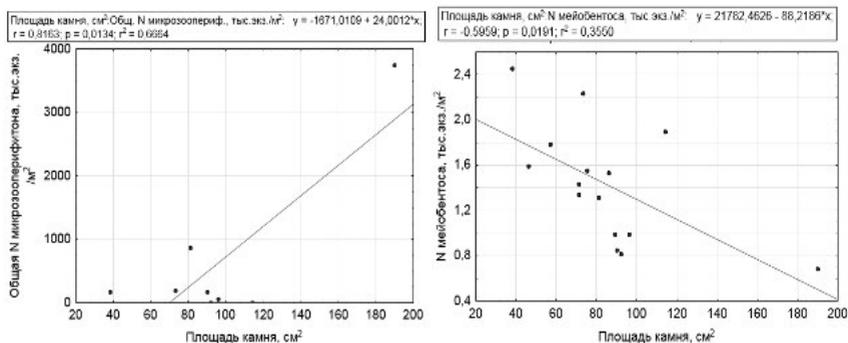


Рис. 2. Изменение общей численности в зависимости от площади камня

Также различной была реакция сообществ на изменение пространственной сложности камней. Для бактериоперифитона рост пространственной сложности вел к снижению численности, а для фитоперифитона – к ее увеличению (рис. 3). С ростом сложности процент палочковидных бактерий снижается, а кокков, напротив, возрастает. Отмечена значимая прямая зависимость численности синезеленых водорослей от сложности поверхности образца. Зависимость между пространственной сложностью и общей численностью, а также биомассой микрозооперифитона и мейобентоса была выражена слабее. Однако для нескольких отдельных таксонов она обнаружена. Так, отмечено увеличение численности и биомассы инфузорий и гарпактицид, а также снижение численности остракод и поденок с увеличением пространственной сложности.

Таким образом, в процессе исследования было выявлено, что влияние различных типов горных пород наиболее явно было выражено для организмов, обладающих минимальными размера-

ми и относящихся к продуцентам (фитоперифитон) и деструкторам (бактериоперифитон). Для сообществ микрозооперифитона и мейобентоса, находящихся на более высоких трофических уровнях (гетеротрофов), значимой зависимости не найдено, что может объясняться усилением влияния биотических взаимодействий как внутри сообществ, так и с фитоперифитонным сообществом.

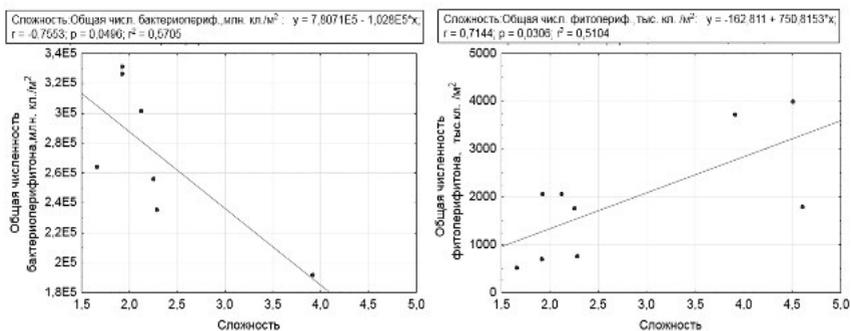


Рис. 3. Изменение общей численности в зависимости от сложности камня

Вероятно, в процессе биологического выветривания фито- и бактериоперифитонные организмы способны поглощать из разрушаемой породы химические элементы в соответствии со своими биологическими потребностями [Общая геология, 2006], что может объяснять различия, выявленные в данном эксперименте. Особенности формирования сообществ бактерио- и фитоперифитона на поверхности коренных пород зависят от минерального и химического состава горной породы, обуславливающего различную подверженность к разным типам выветривания. Наиболее устойчивыми к физическому и химическому выветриванию в данном эксперименте являются стекло и гранодиориты, наименее – сланцы и мрамор [Геология, 2004]. По нашим результатам на стекле наблюдались максимальные численности бактериоперифитона и максимальные численности и биомассы фитоперифитона, а также мейобентоса. Наименьшие численности и биомассы фитоперифитона и мейобентоса отмечались на сланце, микрозооперифитона – на мраморе, а наименьшая численность бактериоперифитона – на обеих горных породах. Возмож-

но, на относительное уменьшение численности и биомассы влияет то, что в менее устойчивых породах при химическом выветривании происходит извлечение сильных оснований (K, Na, Ca), при этом соответственно меняется кислотно-щелочной баланс. Процессы физического и химического выветривания взаимосвязаны и происходят одновременно. Дробление и дезинтеграция пород усиливают водопроницаемость и интенсивность химического выветривания, что еще более может препятствовать обрастанию этих субстратов бактерио- и фитоперифитомом. Для более глубокого понимания воздействия сочетания различных факторов выветривания на заселение различных типов горных пород сообществами гидробионтов требуются дальнейшие исследования.

Литература

Амантов А. В., Спиридонов М. А. Геология Ладожского озера // Советская геология. 1989. № 4. С. 83–86.

Геология: Учеб. пособие / Ред. С. С. Бондаренко. М.: МГОУ, 2004. 142 с.

Курашов Е. А. Методы и подходы для количественного изучения пресноводного мейобентоса // Актуальные вопросы изучения микро-, мейозообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов: Тематические лекции и материалы I Междунар. школы-конференции (Россия, Борок, 2–7 окт. 2007 г.). Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007. С. 5–35.

Логачева Н. Ф., Тимошкин О. А., Сутурин Н. А. Особенности распределения микрофитобентоса на искусственном субстрате – пластинах, изготовленных из геологических пород разного типа, слагающих дно каменистой литорали в районе полигона у мыса Березовый // Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна. Т. 2: Водоемы и водотоки юга Восточной Сибири и Северной Монголии. Кн. 1. Новосибирск: Наука, 2009. С. 933–935.

Общая геология: В 2-х т. / Под ред. А. К. Соколовского. Т. 1. М.: КДУ, 2006. 448 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Ред. Абакумов В. А. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.

Шевелева В. И., Провиз В. В., Мальник и др. Заселение пластин горных пород микрофлорой и организмами микро- и мейозообентоса в условиях эксперимента в литорали озера Байкал // Гидробиол. журн. 2012. С. 25–35.

IMPACT OF ROCK TYPE AND ITS STRUCTURAL COMPLEXITY ON PERYPHYPIC COMUNITIES

D. S. Dudakova¹, I. A. Mykhin², E. V. Stanyslavkaya¹,
L. L. Kapustina¹, Z. I. Slykovsky³, M. O. Dudakov¹

¹ *Institute of Limnology RAS, Saint-Petersburg*

² *Vologda State University, Vologda*

³ *Institute of Geology KarRC of RAS, Petrozavodsk*

We conducted an experiment on the colonization of stones containing different rocks (gabbro, granodiorite, slates and marble) found in littoral zone of Lake Ladoga with bacterio-, phyto- and microzooperiphyton as well as with meiobenthos. Three factors (type of rock, surface area and rock specimen complexity) were analyzed. It was found that the rock type affects the number of bacterioperiphyton and biomass of phytoperiphyton. The surface area was a significant factor for microzooperiphyton (Ciliata and Rotatoria) and meiobenthos population number. The influence of rock specimen complexity was revealed for bacterio-, and phytoperiphyton. The findings of the experiment indicate that different systematic groups within communities should be studied as well. Rocks sustainable to physical and chemical weathering attracted the studied communities most of all.

ВЛИЯНИЕ РУСЛОВОГО ПОТОКА НА СТРУКТУРУ МАКРОЗООБЕНТОСА ТАРАСМОЗЕРА

Е. С. Савосин

Институт биологии КарНЦ РАН

В статье рассматриваются результаты гидробиологических исследований Тарасмозера, расположенного в Средней Карелии и принадлежащего к бассейну Онежского озера. Представлены результаты исследований различных участков водоема, отличающихся по своим характеристикам. Проведен сравнительный анализ структурно-функциональных показателей сообществ макрозообентоса русловой и плесовой частей водоема.

Введение. Республика Карелия – территория озерно-речных систем с наличием русловой и плесовой частей. Водоемы с вы-

сокой проточностью имеют свои особенности, связанные с абиотическими и биотическими условиями среды. В этом направлении исследуются в основном крупные озера, а малые с хорошо выраженной русловой частью изучены недостаточно. Озерные и речные участки в подобных типах водных систем оказывают взаимное влияние на водный и термический режим, на формирование структурно-функциональных показателей биологических сообществ, в частности, на зообентос.

Цель исследования – изучить особенности структуры макрозообентоса в русловой и плесовой частях оз. Тарасмозеро.

Материал и методы. Оз. Тарасмозеро принадлежит к бассейну р. Лижмы, который находится в средней части Карельского гидрографического района к северо-западу от Заонежского п-ова. Тарасмозеро – небольшое по площади мелководное озеро, расположено между южной оконечностью Кедрозера и Малой Лижемской губой Онежского озера. Через него протекает р. Нижняя Лижма, вытекающая из Кедрозера и впадающая в Малую Лижемскую губу. Озеро имеет удлинненную форму, вытянуто с СЗ на ЮВ. В отличие от других озер бассейна Тарасмозеро характеризуется исключительно высоким показателем условного водообмена – 59,6, т. е. вода в водоеме обновляется с водосбора 1 раз в 5 дней (табл. 1).

Таблица 1. Основные морфометрические и гидрологические показатели Тарасмозера [Озера Карелии, 2013]

Показатель	оз. Тарасмозеро
Географические координаты	62°23' с. ш.; 34°27' в. д.
Площадь зеркала, км ²	1,1
Длина, км	2,3
Ширина ср./макс., км	0,5/0,9
Глубина ср./макс., м	3,7/5,8
Показатель условного водообмена	59,6
Площадь водосбора, км ²	703
Объем водных масс, млн м ³	4,1

Поскольку Тарасозеро обладает небольшими глубинами, перемешивание водных масс осуществляется по всей глубине. Общая протяженность р. Лижмы составляет 68,3 км при длине озерных участков до 32,3 км [Фрейндлинг, 1969]. Наблюдения за макрозообентосом Тарасозера осуществлялись постоянно в период с 1989 по 1997 г. [Павловский, Широков, 1991; Павловский, 1993, 1995, 1998]. В настоящее время они ведутся с небольшими перерывами, в связи с функционированием (с 1992 г.) форелевого комплекса. В результате его эксплуатации произошел размыв естественных илов прибрежья, было отмечено изменение структуры донного сообщества, увеличение биомассы и численности зообентоса в северном плесе [Павловский, 1998].

Отбор проб макрозообентоса в Тарасозере проводили в июле 2011 г. на 7 станциях. Сетка станций включала в себя русловые и плесовые участки водоема. Станции различались по глубине, скорости течения, типу грунта. С помощью дночерпателя ДАК-250 на станциях 1–4, расположенных в русловой части Тарасозера, отбирались по 4 пробы, на станциях 5–7 (плесовая часть) – по 2 пробы. Грунт промывался через сито из мельничного газа № 19. Пробы фиксировались 8 % раствором формальдегида. Материал обрабатывался в лаборатории под бинокуляром МБС-9, в модифицированной камере Богорова. Организмы подсчитывались и после обсушивания на фильтровальной бумаге взвешивались на торсионных весах с точностью до 0,2 мг. Таксономическую принадлежность организмов устанавливали по «Определителю пресноводных беспозвоночных...» [1977].

Результаты и обсуждение. Анализ исследований макрозообентоса Тарасозера показал, что он представлен 5 основными группами беспозвоночных: хирономидами, малощетинковыми червями, моллюсками, нематодами и пиявками. В пространственном распределении организмов в русловой части водоема на станции 3 выявлено наличие зоны оптимума для группы *Chironomidae*, *Oligohochaeta*, *Bivalvia*. Отмечены достоверные отличия (по критерию Манна-Уитни, $p = 0,05$) между количественными показателями бентофауны русловой и плесовой частей Тарасозера. На долю личи-

нок хирономид приходилось до 29 % от общей биомассы и до 59 % от численности зообентоса. Средняя биомасса бентоса в русловой части водоема (станции 1–4) составляла 1,5 г/м² при численности 902 экз./м². В плесовой части Тарасозера (станции 5–7) средняя биомасса была 0,58 г/м², численность – 334 экз./м². Донное сообщество на станциях 1–4 было представлено семью группами организмов (хирономиды, олигохеты, нематоды, двустворчатые моллюски, пиявки, поденки, ручейники), в то время как на станциях 5–7 – всего пятью (хирономиды, олигохеты, нематоды, поденки, амфиподы). Увеличение биомассы макрозообентоса от станции 1 к станции 3 связано, вероятно, с изменившимися абиотическими и биотическими условиями среды. На протяжении сетки станций происходила смена типа грунта с каменистых фракций на песчаные с иловыми отложениями, снижалась скорость течения с 10 до 3 м/с (табл. 2). Таким образом, происходило вымывание необходимых для доминирующих озерных групп макрозообентоса питательных веществ и строительных материалов в «переходную зону» (станция 3). Плесовые участки, характеризующиеся близкими к типично озерным экотонам условиями, обладают меньшей биомассой и меньшим разнообразием донного сообщества.

Нами также было отмечено, что в русловой части водоема в направлении от устья р. Кедры к р. Лижме через озеро происходило планомерное увеличение биомассы доминирующей группы личинок *Chironomidae* с 10 до 60 % от общего зообентоса.

Таблица 2. Сетка станций отбора проб

Станция	Скорость течения, м/с	Тип грунта	Глубина
Русловая часть			
1	10	Камни + ил	2,5
2	7	Песок + камни	3,5
3	5	Песок	3,5
4	3	Ил + песок	3,5
Плесовая часть			
5	–	Ил	3
6	–	Ил + песок	3
7	–	Ил + гороховидная руда	4

На плесовых участках, характеризующихся более низкими показателями количественного развития макрозообентоса, обращает на себя внимание увеличение биомассы обнаруженных на центральном плесе представителей *Pontoporeia affinis* до 75 %.

По данным С. А. Павловского (1993, 1994, 1995 гг.), в 1990-х гг. было отмечено изменение структуры донного сообщества. В водоеме появились моллюски, личинки ручейников, поденок, большескрылых и бокоплавов. В наших пробах также были обнаружены представители Trichoptera и Ephemeroptera, однако их доля составляла 5 % и 1 % биомассы соответственно. Количественные показатели макрозообентоса Тарасмозера за многолетний период представлены в табл. 3.

Таблица 3. Биомасса (В, г/м²) и численность (N, экз./м²) макрозообентоса в русловой части Тарасмозера в разные годы (лето)

Систематические группы	1989		1992		1993		1994		1995		2011	
	В	N	В	N	В	N	В	N	В	N	В	N
Chironomidae	1,4	2180	0,5	887	0,3	580	0,4	620	1,3	9980	0,3	523
Oligochaeta	1,0	420	0,4	447	0,8	380	1,1	560	1,0	540	0,5	155
Mollusca	1,1	2793	0,6	1660	0,1	120	0,7	860	0,6	1010	0,4	130
Amphipoda	0	0	0,3	147	0,6	400	0	0	0,8	280	0	0
Ephemeroptera	0,2	140	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	2,9	130	0	0
Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	58
Varia	0,8	200	0,9	113	0	0	0,3	20	1,0	120	0,1	36
Всего	4,5	5733	2,7	3254	1,8	1480	2,5	2060	7,6	12060	1,5	902

Примечание. По данным С. А. Павловского; 2011 г. – собственные сборы.

Анализ полученных данных показал, что за все годы наблюдений за водоемом доминирующими группами макрозообентоса в русловой части Тарасмозера являлись личинки хирономид, олигохеты, моллюски. Общая биомасса и численность донной фауны значительно снизилась по сравнению со своим максимумом 7,5 г/м² и 12 060 экз./м² в 1995 г. до 1,5 г/м² и 902 экз./м² в 2011 г. соответственно. В составе сообщества бентоса эпизодически появлялись представители Ephemeroptera, Hirudinea и Amphipoda.

Таким образом, результаты наших исследований подтвердили существование «русловой зоны», характеризующейся разнообраз-

ной донной фауной, и «плесовых участков» с более низкими количественными показателями зообентоса.

Литература

Григорьев С. В., Грицевская Г. Л. Каталог озер КАССР. М.; Л.: АН СССР, 1959. 240 с.

Озера Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. 464 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 511 с.

Павловский С. А. Макрозообентос некоторых озер водной системы лососевой реки Лижмы // Проблемы лососевых на Европейском Севере. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1993. С. 106–116.

Павловский С. А. Состояние макрозообентоса озера Тарасмозеро в первые годы эксплуатации форелевой фермы // Тез. докл. междунар. науч. конф. «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». Петрозаводск: ПетрГУ, 1995. С. 64–66.

Павловский С. А. Макрозообентос озера Тарасмозеро в первые годы эксплуатации форелевой фермы // Проблемы лососевых на Европейском Севере. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. С. 135–141.

Павловский С. А., Широков В. А. Формирование бентоса и дрефта на границах речных и озерных участков водных систем // Тез. докл. XXII науч. конф. «Биологические ресурсы водоемов бассейна Балтийского моря». Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1991. С. 45–46.

Фрейндлиг В. А. Гидрография водоемов бассейна р. Лижмы // Вопр. гидрологии, озераведения и водного хозяйства Карелии. Петрозаводск, 1969. С. 236–245.

STREAMFLOW INFLUENCE ON THE STRUCTURE OF MACROZOOBENTHOS IN TARASMOZERO LAKE

E. S. Savosin

Institute of Biology KarRC of RAS

The article deals with the results of hydrobiological studies of Lake Tarasmozero located in the middle part of Karelia and belonging to the basin of Lake Onego. The article presents the results of studies carried out in various areas of the water body differing in their characteristics. The article also includes the results of the comparative analysis of the structural and functional characteristics of macrozoobenthos communities found in the riverbed and alluvial site of the lake.

МОДИФИКАЦИИ ЛИПИДНОГО СОСТАВА ЛИТОРАЛЬНЫХ МИДИЙ *MYTILUS EDULIS* L. В ОТВЕТ НА ХРОНИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ПОНИЖЕННОЙ СОЛЕННОСТИ

Н. Н. Фокина¹, Т. Р. Руоколайнен¹,
Г. А. Шкляревич², Н. Н. Немова¹

¹ *Институт биологии КарНЦ РАН*

² *Петрозаводский государственный университет*

Исследование липидного и жирнокислотного состава литоральных мидий *Mytilus edulis* L., обитающих на некоторых биотопах Кандалакшского залива Белого моря с различным гидрологическим режимом, показало, что состав липидов жабр и гепатопанкреаса моллюсков, подверженных хроническому воздействию пониженной солености морской воды, имеет ряд особенностей, в частности, он отличается повышенным соотношением n-3/n-6 полиненасыщенных жирных кислот. Выявленные особенности липидного спектра жабр и гепатопанкреаса, вероятно, обеспечивают высокую устойчивость литоральных мидий к воздействию хронического опреснения морской воды.

Литоральные двустворчатые моллюски, как и большинство прибрежных морских организмов, подвергаются комплексному воздействию абиотических и биотических факторов среды, в том числе резкой смене температуры, перепадам солености, краткосрочной аноксии, действию загрязняющих веществ. Воздействие факторов различной природы отражается не только на биохимических показателях (активности ферментов, уровне биологически активных соединений), по колебаниям которых можно судить о состоянии организма, но и на структуре популяции в целом (показателях плотности, биомассы, размерно-возрастной структуре и других). Двустворчатые моллюски, мидии *Mytilus edulis* L., являются доминирующим видом большинства литоральных экосистем Белого моря и играют важную роль в поддержании энергетического баланса морской биоты, являясь кормовой базой для консументов второго порядка, занимающих отно-

сительно высокие места в пищевых цепях [Berger et al., 2001; Наумов, 2006]. Отдельные участки Кандалакшского залива Белого моря значительно отличаются между собой не только различными гидрологическими характеристиками, но и антропогенной нагрузкой. В акватории залива присутствуют такие источники загрязняющих веществ, как бытовые стоки и промышленные отходы. В настоящей работе изучен липидный состав литоральных мидий *Mytilus edulis* L., обитающих на некоторых биотопах, расположенных в различных районах Кандалакшского залива Белого моря и отличающихся между собой гидрологическими характеристиками, в том числе соленостью морской воды. Одно из исследуемых нами мидиевых поселений находится на о. Оленьем, который располагается в вершинной части Кандалакшского залива и подвергается частому опреснению как в результате хозяйственной деятельности человека (из отводящего канала Нивских ГЭС), так и путем естественного стока р. Нивы, содержащего бытовые и промышленные отходы. Здесь мидии обитают в условиях пониженной солености морской воды, значения которой варьируют от 9,7 до 14,0 ‰. Другое исследуемое мидиевое поселение, расположенное на литорали Турьего мыса, находится на значительном отдалении от г. Кандалакши (150 км) и других источников загрязнений. Участок литорали для отбора проб обращен к открытому морю, и для него характерна высокая степень гидродинамической активности, в том числе прибойность и течения. Соленость морской воды на данном биотопе находится в пределах значений средней солености Белого моря и составляет 20,1–22,5 ‰. Как известно, соленость является важным фактором окружающей среды для морских организмов и определяет их физиологическое состояние [Бергер, 1986; Bussell et al., 2008]. Пониженная соленость воздействует на такие физиологические и биохимические показатели мидий, как сердечная активность, скорость роста, дыхание, иммунная защита, а также метаболизм белков, липидов и др. [Berger, Kharazova, 1997; Bakhmet et al., 2005; Berger, 2005; Garnaire et al., 2006; Bussell et al., 2008; Lysenko et al., 2012; Nemova et al., 2013]. Для изучения липидного состава мидий, обитающих на исследуемых биотопах Кандалакшского залива, отбирались крупные моллюски примерно одинакового размера

и возраста, а также на одинаковой стадии репродуктивного цикла на протяжении нескольких лет (2009–2014 гг.), за исключением 2012 г., когда на литорали о. Оленьего присутствовали только 0+ и 1+ мидии. Используемые методы биохимического анализа состава липидов и жирных кислот подробно описаны ранее [Fokina et al., 2013, 2014].

Жабры моллюсков, обитающих на литорали о. Оленьего (т. е. в условиях хронического опреснения), характеризуются повышенным уровнем запасных липидов (триацилглицеринов и эфиров холестерина), насыщенных жирных кислот (главным образом, пальмитиновой 16:0 кислоты) и некоторых n-3 полиненасыщенных жирных кислот (таких как 20:4, 20:5 и 22:5). Жабры моллюсков, обитающих на литорали Турьего мыса с относительно стабильным соленостным режимом, но с высокой вариабельностью гидродинамических характеристик (таких как волновая активность и течения), отличаются повышенным уровнем холестерина и некоторых n-6 ПНЖК (18:2, 18:3, 20:4 и 22:4). В гепатопанкреасе моллюсков отмечались схожие особенности: повышенное содержание триацилглицеринов, эфиров холестерина, фосфолипидов (главным образом за счет фосфатидилсерина, фосфатидилэтаноламина и фосфатидилхолина), а также некоторых n-3 полиненасыщенных жирных кислот (таких как 16:3, 16:4, 18:3, 20:3 и 20:4) у мидий, обитающих на литорали о. Оленьего. Вместе с тем в гепатопанкреасе у мидий с литорали Турьего мыса отмечалось преобладание в составе общих липидов холестерина, олеиновой кислоты, некоторых n-6 полиненасыщенных жирных кислот (главным образом, 18:2, 18:3 и 20:4) и метилненасыщенных жирных кислот. Важной особенностью жирнокислотного спектра жабр и гепатопанкреаса мидий, обитающих на литорали о. Оленьего, служит повышенное соотношение n-3/n-6 полиненасыщенных жирных кислот. Вероятно, данные особенности липидного спектра жабр и гепатопанкреаса обеспечивают высокую устойчивость литоральных мидий к воздействию хронического опреснения. В то же время повышенный уровень холестерина и n-6 полиненасыщенных жирных кислот в жабрах мидий с Турьего мыса является характерным признаком литоральных моллюсков, подобное явление было

описано в наших исследованиях по изучению влияния различной солености на беломорских мидий в условиях модельного эксперимента и служит примером биохимической адаптации, обеспечивающей устойчивость и выживание литоральных мидий в условиях часто изменяющихся условий окружающей среды [Nemova et al., 2013]. Повышенные резервы запасных липидов и n-3 полиненасыщенных жирных кислот в жабрах и гепатопанкреасе моллюсков, обитающих на литорали о. Оленьего, вероятно, свидетельствуют о высоких энергетических затратах, направленных на адаптацию и выживание моллюсков в условиях пониженной солености морской воды. Более того, повышенное содержание у данных мидий фосфолипидов, в частности фосфатидилсерина, фосфатидилэтаноламина и фосфатидилхолина, по-видимому, обеспечивает необходимую проницаемость биологических мембран для ионов и функционирование мембранно-связанных ферментов, участвующих в регуляции клеточного объема в ответ на действие пониженной солености морской воды. Повышенный уровень данных фосфолипидов также был отмечен нами ранее у акклиматизированных к пониженной солености мидий в лабораторных условиях [Nemova et al., 2013].

Таким образом, хроническое воздействие пониженной солености на мидий, обитающих на литорали о. Оленьего, способствует развитию компенсаторных модификаций на уровне состава липидов и жирных кислот жабр и гепатопанкреаса, направленных на адаптацию и выживание моллюсков в условиях длительного стрессового воздействия. Несмотря на межгодовые флуктуации в содержании n-3 и n-6 полиненасыщенных жирных кислот в жабрах и гепатопанкреасе мидий, обитающих на различных биотопах Кандалакшского залива Белого моря, было показано, что моллюски, обитающие в условиях хронического опреснения морской воды, отличаются повышенным соотношением n-3/n-6 полиненасыщенных жирных кислот как в жабрах, так и гепатопанкреасе. Поскольку у двустворчатых моллюсков включение и выведение эссенциальных n-3 и n-6 полиненасыщенных жирных кислот из состава фосфолипидов мембран строго регулируется [Delaunay et al., 1993; Soudant

et al., 1998; Parent et al., 2008; Pernet et al., 2008], повышенное соотношение $n-3/n-6$ у мидий, обитающих в условиях пониженной солености морской воды, может быть обусловлено как накоплением $n-3$ полиеновых кислот, необходимых для получения метаболической энергии и регуляции проницаемости клеточных мембран, так и расходом $n-6$ полиеновых кислот (главным образом, арахидоновой 20:4 $n-6$ кислоты) на синтез физиологически активных молекул – эйкозаноидов (в том числе простагландинов), которые, как известно, участвуют в адаптации двустворчатых моллюсков к пониженной солености морской воды [Freas, Grollman, 1980; Stanley-Samuelson, 1987; Di Marzo et al., 1991].

Результаты данного исследования получены с использованием ЦКП научным оборудованием ИБ КарНЦ РАН.

Финансовое обеспечение исследования осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0221-2014-0003 и программы Президиума РАН № 21 «Биоразнообразие природных систем. Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга», проект № 0221-2015-0003.

Литература

Бергер В. Я. Адаптации морских моллюсков к изменениям солености среды. Л.: Наука, 1986. 214 с.

Наумов А. Д. Двустворчатые моллюски Белого моря. СПб.: ЗИН РАН, 2006. 367 с.

Bakhmet I. N., Berger V. Ja., Khalaman V. V. The effect of salinity change on the heart rate of *Mytilus edulis* specimens from different ecological zones // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 2005. V. 318 (2). P. 121–126.

Berger V. Ja. On the minimal terms of triggering the processes of phenotypic adaptation // Doklady Biological Sciences. 2005. V. 400. P. 57–60.

Berger V. Ja., Kharazova A. D. Mechanisms of salinity adaptations in marine mollusks // Hydrobiologia. 1997. V. 355. P. 115–126.

Berger V., Dahle S., Galaktionov K. et al. White Sea. Ecology and Environment. St. Petersburg; Tromso: Dezavets Publisher, 2001. 157 p.

Bussell J. A., Gidman E. A., Causton D. R. et al. Changes in the immune response and metabolic fingerprint of the mussel, *Mytilus edulis* (Linnaeus) in response to lowered salinity and physical stress // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2008. V. 358 (1). P. 78–85.

Delaunay F., Marty Y., Moal J., Samain J. F. The effect of monospecific algal diets on growth and fatty acid composition of *Pecten maximus* (L) larvae // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1993. V. 73. P. 163–179.

Di Marzo V., Cimino G., Crispino A. et al. A novel multifunctional metabolic pathway in a marine mollusc leads to unprecedented prostaglandin derivatives (prostaglandin 1, 15-lactones) // *Biochem. J.* 1991. V. 273. P. 593–600.

Fokina N. N., Bakhmet I. N., Shklyarevich G. A., Nemova N. N. Effect of seawater desalination and oil pollution on the lipid composition of blue mussels *Mytilus edulis* L. from the White Sea // *Ecotoxicology and environmental safety*. 2014. V. 110. P. 103–109.

Fokina N. N., Ruokolainen T. R., Nemova N. N., Bakhmet I. N. Changes of blue mussels *Mytilus edulis* L. lipid composition under cadmium and copper toxic effect // *Biological Trace Element Research*. 2013. V. 154 (2). P. 217–225.

Freas W., Grollman S. Ionic and osmotic influences on prostaglandin release from the gill tissue of a marine bivalve, *Modiolus demissus* // *J. Exp. Biol.* 1980. V. 84. P. 169–185.

Gagnaire B., Frouin H., Moreau K. et al. Effects of temperature and salinity on haemocyte activities of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg) // *Fish & shellfish immunology*. 2006. V. 20 (4). P. 536–547.

Lysenko L. A., Kantserova N. P., Käiväräinen E. I. et al. Osmotic balance in marine organisms: adaptation through protein degradation // *Comp. Biochem. Physiol. A: Mol. Integr. Physiol.* 2012. V. 163. P. S29–S30.

Nemova N. N., Fokina N. N., Nefedova Z. A. et al. Modifications of gill lipid composition in littoral and cultured blue mussels *Mytilus edulis* L. under the influence of ambient salinity // *Polar Record*. 2013. V. 49 (03). P. 272–277.

Parent G. J., Pernet F., Tremblay R. et al. Remodeling of membrane lipids in gills of adult hard clam *Mercenaria mercenaria* during declining temperature // *Aquatic Biology*. 2008. V. 3 (2). P. 101–109.

Pernet F., Tremblay R., Redjah I. et al. Physiological and biochemical traits correlate with differences in growth rate and temperature adaptation among groups of the eastern oyster *Crassostrea virginica* // *J. Exp. Biol.* 2008. V. 211 (6). P. 969–977.

Soudant P., Marty Y., Moal J. et al. Fatty acid composition of polar lipid classes during larval development of scallop *Pecten maximus* (L.) // *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 1998. V. 121 (3). P. 279–288.

Stanley-Samuels D. W. Physiological roles of prostaglandins and other eicosanoids in invertebrates // *The Biological Bulletin*. 1987. V. 173 (1). P. 92–109.

MODIFICATIONS OF BLUE MUSSELS *MYTILUS EDULIS* L. LIPID COMPOSITION UNDER LOW SALINITY CHRONIC EFFECT

N. N. Fokina¹, T. R. Ruokolainen¹, G. A. Shkyarevich², N. N. Nemova¹

¹ Institute of Biology KarRC of RAS

² Petrozavodsk State University

The study of lipid and fatty acid composition of intertidal blue mussel *Mytilus edulis* L., inhabiting some biotopes in Kandalaksha Bay of the White Sea with various hydrological regime, showed the gill and digestive gland lipid composition of the mussels exposed to low salinity chronic influence, has several features including an increased n-3/n-6 polyunsaturated fatty acids ratio. These distinctive features of the gill and digestive glands lipid composition probably provide a high resistance of intertidal mussels to the chronic low salinity effect.

К ВОПРОСУ О СОВРЕМЕННОМ СОСТОЯНИИ ПОПУЛЯЦИЙ ИНВАЗИВНЫХ ВИДОВ АМФИПОД В ЩУЧЬЕМ ЗАЛИВЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

М. С. Трифонова, Е. А. Курашов, М. А. Барбашова

Институт озераведения РАН

В Щучьем заливе Ладожского озера совместно обитают два инвазивных вида амфипод байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* Stebbing 1899 и *Micruropus possolskii* Sowinsky 1915. Гмелиноидес доминирует в составе амфипод как по численности, так и по биомассе. Численность *G. fasciatus* составляет в среднем 969 экз./м², биомасса – 4,74 г/м², а *M. possolskii* – 153 экз./м² и 0,77 г/м² соответственно. С октября 2013 г. наблюдалось устойчивое соотношение численности и биомассы инвазивных видов амфипод.

Введение. Главной составляющей процесса современной эволюции экосистем называют переселение видов из одного региона в другой. Результатом взаимодействия аборигенных видов и видов-вселенцев является значительная трансформация экосистем-реципиентов [Биологические инвазии..., 2004].

Амфипода байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* Stebbing 1899 после проникновения в Ладожское озеро в 1980-е гг. [Panov, 1996] колонизировала всю его литоральную зону [Panov et al., 1999], стала доминирующим компонентом бентоса во всех типах литоральных биотопов [Курашов и др., 2006] и привела к значительной трансформации экосистемы литорали [Курашов и др., 2012]. В Щучьем заливе *G. fasciatus* появился в 1989 г. в зарослях макрофитов [Панов, 1994], а в 1992 г. он наблюдался у дамбы [Слепухина и др., 1993].

В 2012 г. в Щучьем заливе Ладожского озера была обнаружена натурализовавшаяся популяция нового для Ладожского озера вида амфипод байкальского происхождения *Micruropus possolskii* Sowinsky 1915 [Барбашова и др., 2013]. Для оценки возможности дальнейшего расселения и последствий вселения нового вида представляет интерес изучение его экологических и биологических характеристик в условиях совместного обитания с ранее натурализовавшимся видом *G. fasciatus*.

Материалы и методы. В Щучьем заливе Ладожского озера проводились сезонные наблюдения за популяциями инвазивных амфипод с мая 2013 по июнь 2014 г. с периодичностью 1–3 раза в месяц на четырех постоянных станциях. Также пробы были отобраны в октябре 2014 и в июне 2015 г. В данной работе представлены данные, полученные на станции 1, расположенной вблизи насыпной каменной дамбы, отделяющей южную часть залива от основной акватории. Координаты станции 61°04'91 N, 30°05'51 E. Грунт на станции был представлен заиленным песком с растительными остатками. Глубина отбора проб изменялась от 2 м до 0,7 м, в связи с колебаниями уровня воды в озере.

Пробы макрозообентоса на станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера отбирали дночерпателем Петерсена. При каждом отборе делали по две выемки. Отобранные пробы промывали через капроновый газ с диаметром ячеек 0,125 мм и фиксировали 4% формалином. В лаборатории пробы макробентоса разбирали, выбранные организмы сортировали по группам, подсчитывали и взвешивали на торсионных весах после обсушивания на фильтровальной бумаге.

Результаты и обсуждение. На станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера было обнаружено 12 групп макрозообентоса: *Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Amphipoda*, *Mollusca Bivalvia*, *Mollusca Gastropoda*,

Hirudinea, *Trichoptera*, *Isopoda*, *Hydracarina*, прочие *Diptera*, *Mermithidae*, *Lepidoptera*. Постоянными представителями донных беспозвоночных являлись олигохеты, хирономиды и амфиподы. Средние показатели, максимальные и минимальные значения численности и биомассы бентоса и его отдельных групп, а также частота их встречаемости в пробах представлены в табл.

Средние показатели, максимальные и минимальные значения численности (N) и биомассы (B) бентоса и его отдельных групп и частота их встречаемости в пробах (F) на станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера

	N, экз./м ²			B, г/м ²			F, %
	x ± SE	Max	Min	x ± SE	Max	Min	
<i>Oligochaeta</i>	1640 ± 246	6480	440	1,8 ± 0,19	3,88	0,30	100
<i>Chironomidae</i>	6723 ± 827	15 880	1060	19,86 ± 2,1	43,20	3,50	100
<i>Amphipoda</i> :	1122 ± 154	2680	120	5,51 ± 1,38	29,5	0,35	100
<i>G. fasciatus</i>	969 ± 153	2520	40	4,74 ± 1,3	27,23	0,06	100
<i>M. possolskii</i>	153 ± 31	580	20	0,77 ± 0,13	2,27	0,04	100
<i>Mollusca Bivalvia</i>	138 ± 18	360	20	1,99 ± 0,54	7,88	0,01	95,8
<i>Mollusca Gastropoda</i>	26 ± 3	60	13	0,59 ± 0,21	3,78	0,02	62,5
<i>Mermithidae</i>	48 ± 6	120	12	0,07 ± 0,02	0,26	0,01	83,3
<i>Hirudinea</i>	28 ± 2	40	20	0,4 ± 0,11	1,62	0,02	33,3
<i>Trichoptera</i>	25 ± 3	60	20	0,32 ± 0,07	0,80	0,01	33,3
Прочие <i>Diptera</i>	34 ± 6	120	20	0,07 ± 0,01	0,16	0,01	62,5
<i>Isopoda</i>	24 ± 4	40	13	0,16 ± 0,03	0,32	0,06	12,5
<i>Hydracarina</i>	20	20	20	0,04	0,04	0,04	4,2
<i>Lepidoptera</i>	40	40	40	0,16	0,16	0,16	4,2
Бентос	9717 ± 983	22 620	2320	29,84 ± 2,25	51,84	7,62	

В составе макрозообентоса доминировали хирономиды. В среднем они составляли 65,6 % численности и 66 % биомассы донных беспозвоночных. На долю олигохет в среднем приходилось 17,7 % численности и 6,7 % биомассы, амфипод – 14,1 % численности и 16,9 % биомассы. В зимние и весенние периоды доля амфипод в сообществе бентоса увеличивалась и достигала 43,9 % численности и 82,1 % биомассы. Доля моллюсков в среднем была невелика, но периодически они вносили значительный вклад в биомассу бентоса: двустворчатые до 40,3 %, брюхоногие до 22,6 %. На рис. 1 представлена динамика численности и биомассы донных беспозвоночных.

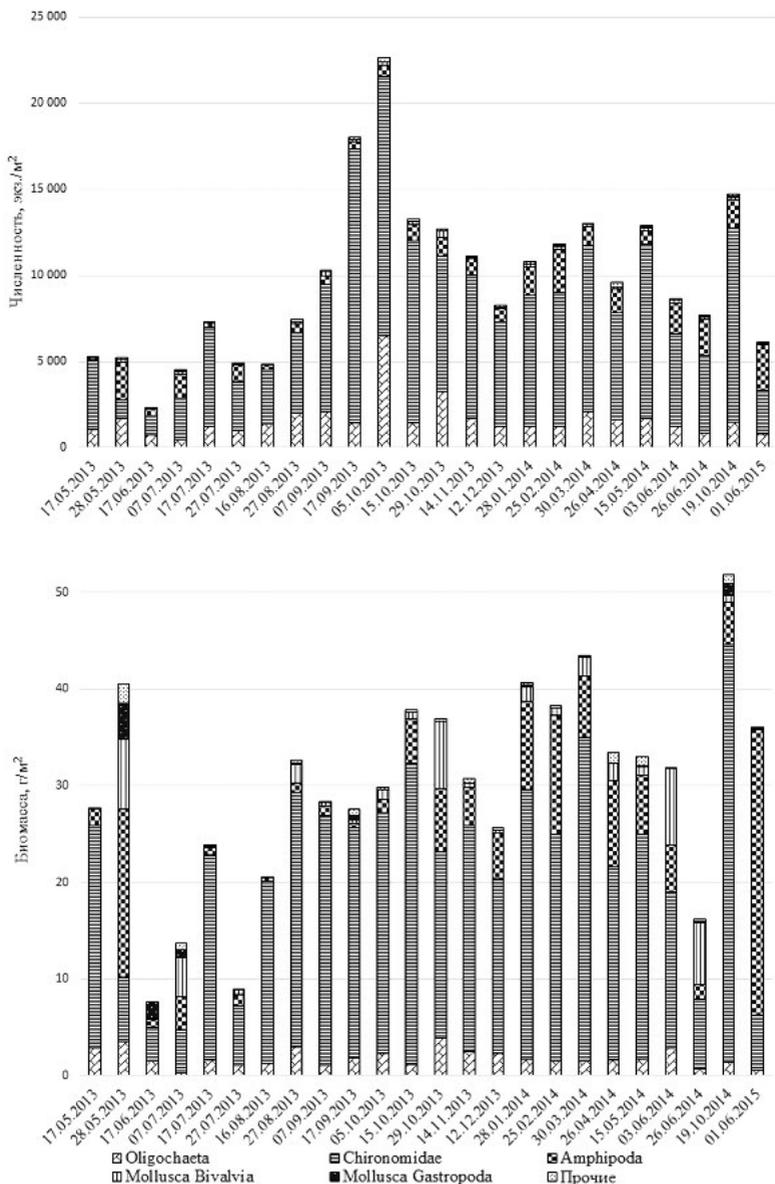


Рис. 1. Динамика численности и биомассы бентоса на станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера

Соотношения численности и биомассы двух совместно обитающих в заливе видов инвазивных амфипод байкальского происхождения представлены на рис. 2. На долю *G. fasciatus* приходилось 26,3–98,8 % численности и 3,4–99,4 % биомассы амфипод. Его численность в среднем составляла 969 ± 153 экз./м² и колебалась от 40 до 2520 экз./м², а биомасса была в среднем $4,74 \pm 1,3$ г/м² и изменялась от 0,06 до 27,23 г/м². Средняя численность *M. possolskii* была 153 ± 31 экз./м², минимальная – 20 экз./м², максимальная – 580 экз./м², а биомасса колебалась от 0,04 до 2,27 г/м² при средней $0,77 \pm 0,13$ г/м².

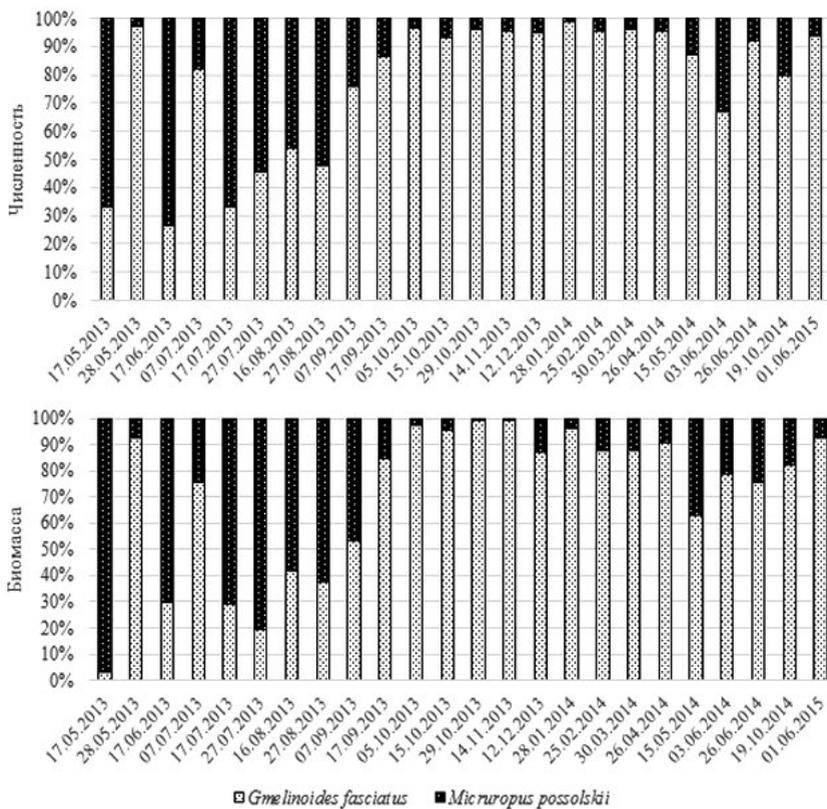


Рис. 2. Соотношение численности и биомассы инвазивных видов амфипод на станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера

M. possolskii в условиях обитания рассматриваемой станции не достигал больших значений численности и биомассы. Летом 2013 г. он вносил значительный вклад в состав амфипод (до 73,7 % численности амфипод и до 96,6 % биомассы). Соотношение между видами *M. possolskii* и *G. fasciatus* было непостоянным. В дальнейшем доля позднее вселившегося вида снизилась и с октября 2013 г. не превышала 33 % численности и 37,2 % биомассы. На станции 1 в Щучьем заливе Ладожского озера наблюдалось устойчивое соотношение численности и биомассы инвазивных видов амфипод.

Литература

Барбашова М. А., Малявин С. А., Курашов Е. А. Находка байкальской амфиподы *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915 (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Рос. журн. биол. инвазий. 2013. № 3. С. 16–23.

Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах / Под ред. Алимova А. Ф., Богуцкой Н. Г. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.

Курашов Е. А., Барков Д. В., Анисимов А. А. Роль байкальского вселенца *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) в формировании литоральных биоценозов о. Валаам (Ладожское озеро) // Биология внутренних вод. 2006. № 1. С. 74–84.

Курашов Е. А., Барбашова М. А., Барков Д. В. и др. Инвазивные амфиподы как фактор трансформации экосистемы Ладожского озера // Рос. журн. биол. инвазий. 2012. № 2. С. 87–104.

Панов В. Е. Байкальская эндемичная амфипода *Gmelinoides fasciatus* Stebb. в Ладожском озере // Докл. Академии наук. 1994. Т. 336 (2). С. 279–282.

Слепухина Т. Д., Белякова И. В., Воронцов Ф. Ф. Восстановление макробентоса после закрытия целлюлозно-бумажного производства (на примере двух заливов Ладожского озера) // Экологическое состояние рыбохозяйственных водоемов Балтийского моря (в пределах Финского залива). СПб., 1993. С. 73–74.

Panov V. E. Establishment of the Baikalian endemic amphipod *Gmelinoides fasciatus* in Lake Ladoga // Hydrobiologia. 1996. V. 322. P. 187–192.

Panov V. E., Krylov P. I., Telesh I. V. The St. Petersburg harbour profile // Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal water. Nord 8, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 1999. P. 225–244.

ON THE ISSUE OF THE CURRENT STATE OF THE INVASIVE AMPHIPOD SPECIES POPYLATIONS IN THE SHCHUCHIY BAY OF LAKE LADOGA

M. S. Trifonova, E. A. Kurashov, M. A. Barbashova

Institute of Limnology RAS

There are two invasive Baikalian origin amphipod species (*Gmelinoides fasciatus* Stebbing, 1899 and *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915) inhabiting the Shchuchiy Bay of Lake Ladoga. *G. fasciatus* prevail in amphipod's quantity and biomass. The quantity of *G. fasciatus* is 969 sp./m² on average, the biomass is 4,74 g/m², and *M. possolskii* is 153 sp./m² and 0,77 g/m². The proportion of invasive amphipod's quantity and biomass has remained stable since October 2013.

РОЛЬ БАЙКАЛЬСКОЙ АМФИПОДЫ *GMELENOIDES FASCIATUS* В СООБЩЕСТВЕ МАКРОЗООБЕНТОСА ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

А. И. Сидорова

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН

Мониторинговые исследования трех типов литорали Онежского озера (каменистой, гравийно-песчаной и зарослевой) показали, что максимальные значения биомассы отмечены на каменистой литорали (3,4–6,6 г/м²), минимальные – на песчаной (0,1–0,2 г/м²). В структуре сообществ во всех типах литоральных местообитаний играет существенную роль инвазионный вид *Gmelinoides fasciatus*. На каменистом типе биотопа вид-вселенец доминирует как по численности, так и по биомассе.

Начиная с середины XX в. во многих районах Земного шара произошли перемены, связанные с проникновением в естественные и искусственные экосистемы несвойственных им, чужеродных видов живых организмов из других регионов [Strayer, 2010; Keller et al., 2011]. Согласно Конвенции по биологическому разнообразию, биологические инвазии по праву считаются второй по значению угро-

зой биоразнообразию, после разрушения мест обитания [Schlaepfer et al., 2010]. Таким образом, из-за влияния инвазионных чужеродных видов существует необходимость исследовать роль вселенцев в изменении структуры сообществ донных организмов водных экосистем. Особый интерес приобретает изучение литоральных сообществ Онежского озера, испытывающих влияние инвазионного вида байкальской амфиоды *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899).

Материалы и методы. Исследования макрозообентоса проводились в прибойной литорали Пухтинской бухты на двух типах биотопа: каменистом (станция 1) и гравийно-песчаном (станция 2). В Пиньгубе пробы отбирались в прибойной песчаной зарастающей литорали (станция 3) (рис. 1). На всех мониторинговых станциях были выполнены сезонные съемки с мая по октябрь с периодичностью 1 раз в 14 дней в 2014 г., при средней глубине 0,4 м.

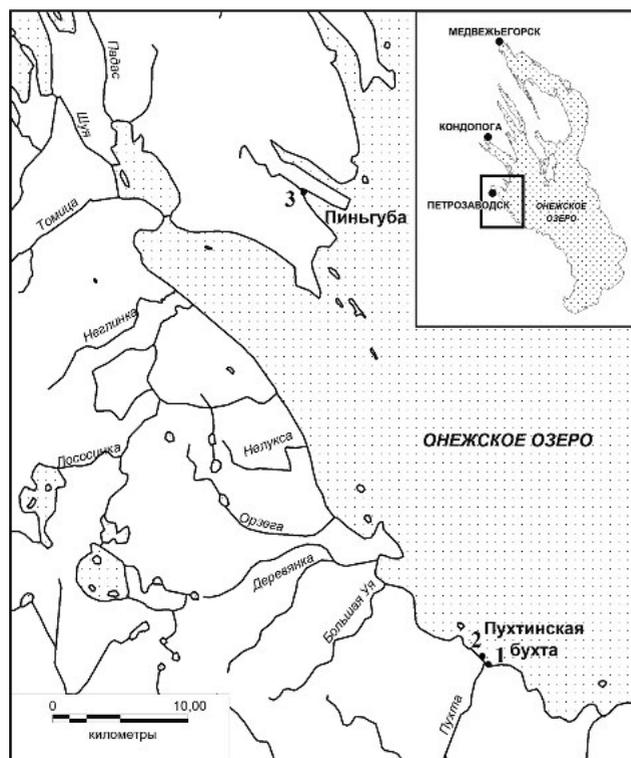


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб

Отбор проб производили модифицированным пробоотборником Панова-Павлова, площадью захвата 707 см² и высотой 0,45 м [Методические рекомендации..., 1984; Панов, Павлов, 1986]. Всего собрано и проанализировано 33 пробы (на каменистом биотопе – 11 проб; на гравийно-песчаном биотопе – 11 проб и на песчаной зарастающей литорали – 11 проб).

Результаты. Прибойная незарастающая каменистая литораль Пухтинской бухты Онежского озера (станция 1). Результаты показали, что на мониторинговой станции в 2014 г. средняя численность макрозообентоса достигала 2,5 тыс. экз./м², при средней биомассе 3,4 г/м² (табл. 1). Полученные нами результаты согласуются с результатами Т. Д. Слепухиной [1975], автор указывает, что наивысший уровень развития бентоса без макрофитов наблюдали на валунах и крупных камнях литорали Онежского озера. В данном биотопе отмечаются положительные стороны прибойности: повышенная аэрация, постоянная смена воды, растительная пища в виде водорослей обрастаний, в то же время здесь не проявляется отрицательная сторона динамики водных масс, а именно, подвижность опорного субстрата.

Таблица 1. Таксономическая структура и количественные характеристики сообществ макрозообентоса на прибойной незарастающей каменистой литорали Пухтинской бухты Онежского озера в 2014 г.

Таксон	Численность			Биомасса			f, %
	тыс. экз./м ²	m	%	г/м ²	m	%	
Amphipoda	1,328	0,322	52,10	3,040	0,628	89,50	100
Oligochaeta	0,095	0,038	3,74	0,004	0,002	0,17	82
Chironomidae	0,120	0,044	4,70	0,058	0,041	1,76	82
Diptera, прочие	0,003	0,002	0,10	<0,01	<0,01	0,01	18
Ephemeroptera	0,170	0,097	6,66	0,090	0,039	2,64	82
Trichoptera	0,050	0,029	1,97	0,088	0,074	2,60	64
Hirudinea	0,001	0,001	0,05	<0,01	<0,01	0,01	9
Plecoptera	0,005	0,002	0,20	0,010	0,009	0,28	36
Hydrozoa	0,777	0,616	30,49	0,107	0,090	3,15	64
Всего	2,549	1,151	100,0	3,397	0,883	100,0	

Примечание. Здесь и в табл. 2–3: m – стандартная ошибка; f – частота встречаемости.

Важно отметить, что для условий прибойной незарастающей каменистой литорали доминирующей группой в течение периода наблюдений как по численности (52,1 % от общей численности), так и по биомассе (89,5 % от общей биомассы) являлась группа амфипод, представленная одним видом-вселенцем *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899). Аналогичная ситуация отмечается на литорали в Псковско-Чудском озере, куда вид был интродуцирован для повышения продуктивности водоема, на гравийном типе биотопа средняя численность *G. fasciatus* достигала 3,1 тыс. экз./м² и 43–78 % от общей численности макрозообентоса в 2002–2006 гг. [Кангур и др., 2012].

Как показали наши наблюдения, в течение вегетационного сезона 2014 г. динамика численности основных групп донных организмов на каменистой литорали имеет два пика: в конце июня и в конце июля – начале сентября (рис. 2, А).

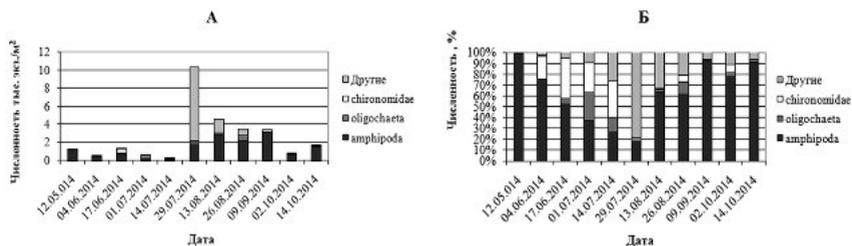


Рис. 2. Численность (А – тыс. экз./м²; Б – %) основных групп макрозообентоса на прибойной незарастающей каменистой литорали Пухтинской бухты Онежского озера в 2014 г.

Наибольшие показатели численности достигали 10,1 тыс. экз./м² в конце июля, при этом основной вклад вносили Hydrozoa – 6,8 тыс. экз./м². В это время доля амфипод была наименьшей в течение сезона (20 % от общей численности) (рис. 2, Б). Минимальные значения численности макрозообентоса зафиксированы в середине июля – 0,2 тыс. экз./м².

Динамика биомассы на данной станции, как изменение численности, имеет два пика (конец июня и август – начало сентября). Так, наибольшие значения биомассы отмечены в последнюю декаду августа, наименьшие – в середине июля, 6,4 г/м² и 0,2 г/м², соответственно.

В вегетационный период (с середины мая до первой декады октября) по биомассе достоверно доминировала амфипода *G. fasciatus*, достигая 38–100 % от общей биомассы донных гидробионтов.

Прибойная незарастающая гравийно-песчаная литораль Пухтинской бухты Онежского озера (станция 2). Согласно полученным нами данным, на мониторинговой станции на открытой гравийно-песчаной литорали количественные характеристики макрозообентоса были самыми низкими среди изучаемых типов биотопов. Так, в течение периода исследования средняя численность донных организмов составила 0,085 тыс. экз./м², при средней биомассе 0,081 г/м² (табл. 2). Согласно литературным данным, для песков литорали Онежского озера Б. М. Александров [1962] указывает средние биомассы бентоса 0,05–0,3 г/м², Т. Д. Слепухина [1975] – 0,3 г/м².

Таблица 2. Таксономическая структура и количественные характеристики сообществ макрозообентоса на прибойной песчаной литорали Пухтинской бухты Онежского озера в 2014 г.

Таксон	Численность			Биомасса			f, %
	тыс. экз./м ²	м	%	г/м ²	м	%	
Amphipoda	0,057	0,040	67	0,063	0,043	78	45
Oligochaeta	0,008	0,004	9	0,001	<0,01	1	36
Chironomidae	0,006	0,003	8	0,001	<0,01	1	36
Hydrozoa	0,010	0,009	12	0,001	0,001	1	18
Diptera, прочие	0,003	0,003	3	<0,01	<0,01	0	9
Coleoptera	0,001	0,001	2	0,015	0,015	19	9
Всего	0,085	0,059	100	0,081	0,060	100	

Как показали наблюдения в 2014 г., на открытой песчаной литорали в течение вегетационного сезона динамика численности и биомассы основных групп макрозообентоса представляет собой резкое увеличение численности в конце июля, второй пик численности был зарегистрирован в начале сентября (рис. 3).

В мае на данном открытом песчаном биотопе не было обнаружено ни одного организма в пробе. По литературным данным, зообентос прибойной литорали с песком является бедным в условиях

Псковско-Чудского озера [Кангур и др., 2012]. Согласно наблюдениям Т. Д. Слепухиной [1975], отрицательным фактором для песчаного биотопа является динамика водных масс, обуславливающая подвижность песков, здесь часто отсутствуют организмы с нежными покровами тела, чувствительные к механическому воздействию волн (олигохеты).

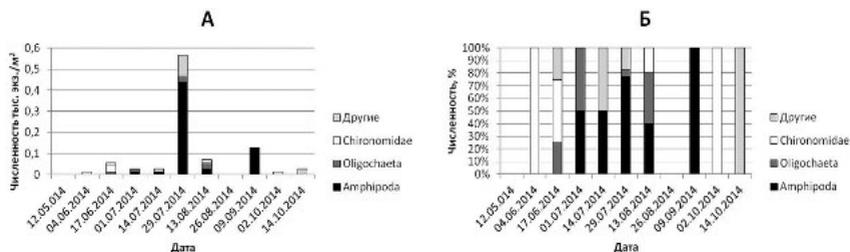


Рис. 3. Численность (А – тыс. экз./м²; Б – %) основных групп макрозообентоса на прибойной песчаной литорали Пухтинской бухты Онежского озера в 2014 г.

В 2014 г. по биомассе инвазионный вид *G. fasciatus* играл существенную роль только в отдельные даты (в конце июля – первой половине августа и в начале сентября). В остальное же время высокий процент по биомассе составляли хирономиды и гидры.

Прибойная зарастающая песчаная литораль в Пиньгубе Онежского озера (станция 3). Исследования, проведенные в Пиньгубе Онежского озера в 2014 г. на песчаной зарастающей литорали, показали, что средняя численность макрозообентоса составила 2,7 тыс. экз./м², при средней биомассе 4,8 г/м² (табл. 3).

Как известно, высшая водная растительность положительно действует на видовое богатство и обилие донных животных [Schmieder, 2004]. Животные могут успешно скрываться от рыб среди растений, особенно между корнями [Кангур и др., 2012]. Благодаря разложению растений в зарослях постоянно возникает новый детрит, необходимый для питания беспозвоночных животных. Здесь они защищены и от волнения [Распопов и др., 1990]. Макрозообентос литоральной зарастающей песчаной зоны Онежского озера является самым разнообразным и представлен 16 группами различного так-

сономического ранга. Наиболее распространенными и многочисленными группами являлись ракообразные, личинки хирономид, малощетинковые черви и личинки двукрылых (главным образом Heleidae). В отличие от других изученных типов биотопов были отмечены следующие группы: стрекозы, клопы и равноногие ракообразные.

Таблица 3. Таксономическая структура и количественные характеристики сообществ макрозообентоса прибойной зарастающей песчаной литорали в Пиньгубе Онежского озера в 2014 г.

Таксон	Численность			Биомасса			f, %
	тыс. экз./м ²	г	%	г/м ²	г	%	
Amphipoda	1,201	0,545	44,6	2,217	0,951	46,6	100
Oligochaeta	0,295	0,243	10,9	0,100	0,047	2,1	100
Chironomidae	0,703	0,280	26,1	0,620	0,255	13,0	100
Bivalvia	0,075	0,024	2,8	0,163	0,057	3,4	82
Gastropoda	0,005	0,003	0,2	0,208	0,206	4,4	45
Hydracarina	0,003	0,003	0,1	<0,01	<0,01	0,0	27
Diptera, прочие	0,117	0,044	4,4	0,073	0,033	1,5	100
Ephemeroptera	0,010	0,003	0,4	0,109	0,103	2,3	82
Trichoptera	0,010	0,004	0,4	0,001	<0,01	0,0	82
Coleoptera	0,008	0,003	0,3	0,002	0,001	0,0	82
Hirudinea	0,018	0,010	0,7	0,916	0,653	19,2	55
Plecoptera	0,004	0,003	0,1	<0,01	<0,01	0,0	18
Hydrozoa	0,100	0,100	3,7	0,013	0,013	0,3	36
Heteroptera	0,090	0,090	3,3	0,024	0,024	0,5	45
Isopoda	0,001	0,001	0,0	0,018	0,018	0,4	9
Odonata	0,051	0,050	1,9	0,296	0,296	6,2	36
Всего	2,692	1,406	100,0	4,759	2,657	100,0	

В течение вегетационного сезона динамика численности и биомассы основных групп донных организмов имеет три пика: в начале июня, в середине августа и в сентябре (рис. 4, А). Максимальные значения численности были зафиксированы в середине июня – 12 тыс. экз./м², когда основную долю составила группа бокоплавов (40–85 % от общей численности). В течение периода исследования на данной станции существенную роль как по численности, так и по биомассе играли хирономиды и двустворчатые моллюски (рис. 4).

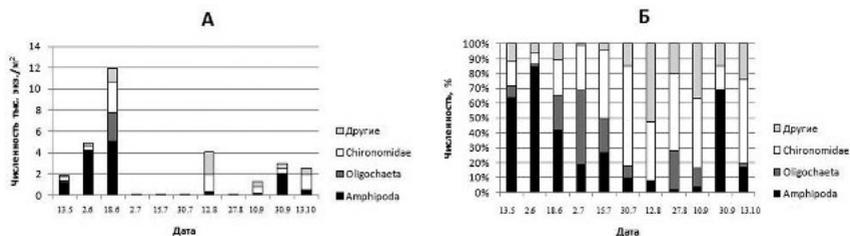


Рис. 4. Численность (А – тыс. экз./м²; Б – %) основных групп макрозообентоса на прибойной зарастающей песчаной литорали в Пиньгубе Онежского озера в 2014 г.

Вывод. В целом полученные нами данные подтверждают результаты исследований А. В. Рябинкина, Т. Н. Поляковой [2008]: максимальные значения биомассы отмечены на каменистой литорали (3,4–6,6 г/м²), минимальные – на песчаной (0,1–0,2 г/м²). В структуре сообществ во всех типах литоральных местообитаний играет существенную роль инвазионный вид *G. fasciatus*. Доминирует вид-вселенец как по численности, так и по биомассе на каменистом типе биотопа.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00766).

Литература

Александров Б. М. О донной фауне озер Карелии и ее кормовом значении для рыб // Биология внутренних водоемов Прибалтики. М.; Л.: АН СССР, 1962. С. 128–131.

Кангур К., Тимм Т., Тимм Х. и др. Донная фауна (зообентос) // Псковско-Чудское озеро. Тарту, 2012. С. 306–333.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л., 1984. 52 с.

Панов В. Е., Павлов А. М. Методика количественного учета водных беспозвоночных в зарослях камыша и тростника // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 6. С. 87–88.

Распопов И. М., Воронцов Ф. Ф., Слепухина Т. Д. и др. Роль волнения в формировании бентоса больших озер. Л.: Наука, 1990. 112 с.

Рябинкин А. В., Полякова Т. Н. Макрозообентос озера и его роль в питании рыб // Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2008. С. 67–91.

Слепухина Т. Д. Зообентос литорали Онежского озера // Литоральная зона Онежского озера. Л.: Наука, 1975. С. 169–182.

Keller R. P., Geist J., Jeschke J. M., Kühn I. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy // Environmental Sciences Europe. 2011. V. 23. P. 1–17.

Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. The Potential Conservation Value of Non-Native Species // Conservation Biology. 2010. V. 25. P. 428–437.

Schmieder K. European lake shores in danger – concepts for a sustainable development // Limnologia. 2004. V. 34. P. 3–14.

Strayer D. L. Alien species in fresh water: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future // Freshwater Biology. 2010. V. 55 (Suppl. 1). P. 152–174.

THE ROLE OF BAIKALIAN AMPHIPOD *GMELINOIDES FASCIATUS* IN LITTORAL MACROZOOBENTHOS COMMUNITIES OF LAKE ONEGO

A. I. Sidorova

Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

The paper deals with the hydrobiological material collected in the littoral zone of Lake Onego (rocky, gravel-sand and macrophytes habitats) to study the role of invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* in community structure. The results of the present study prove that the amphipod *G. fasciatus* dominates among macrozoobenthos found on littoral rocky biotope.

ВИДОВАЯ ДИВЕРСИФИКАЦИЯ БАЙКАЛЬСКИХ ЭНДЕМИЧНЫХ ПИЯВОК СЕМЕЙСТВА PISCICOLIDAE

Е. Ю. Матвеев¹, И. А. Кайгородова^{1,2}

¹ *Лимнологический институт СО РАН, Иркутск*

² *Иркутский государственный университет*

Молекулярно-филогенетический анализ на основе сравнения нуклеотидных последовательностей фрагментов гена первой субъединицы митохондриальной цитохром оксидазы (mtCOI) байкальских рыбьих пиявок показал, что представители эндемичного рода *Codonobdella* Grube разделились на три филогенетические линии.

Выявленный уровень генетических отличий позволяет предположить существование двух дополнительных видов *Codonobdella* в оз. Байкал и признать исследуемый фрагмент mtCOI пригодным маркером для молекулярной идентификации пиявок семейства Piscicolidae (Hirudinea).

Пиявки (*Hirudinea*) являются узкоспециализированной группой кольчатых червей (*Annelida*), широко распространенной по всему миру. По последним данным мировая фауна пиявок насчитывает более 680 видов [Sket, Trontelj, 2008]. Разнообразие пиявок в пресноводных водоемах нашей страны представлено 50 видами [Лукин, 1976].

Озеро Байкал – уникальный пресноводный водоем, который имеет длительную эволюционную историю (25–30 млн лет), является самым глубоким (1637 м) и самым крупным озером на планете. Прозрачность байкальской воды достигает 40–50 м. Вода Байкала отличается крайне низкой минерализацией и высоким насыщением кислородом по всей толще до максимальных глубин. Сочетание уникальных свойств озера способствовало развитию уникального комплекса живых организмов, приспособившихся к жизни в холодной, очень чистой, насыщенной кислородом воде.

Гирудофауна озера Байкал весьма разнообразна и отличается высоким эндемизмом как на уровне родов (31 %), так и на видовом уровне (50 %). По последним данным таксономический список байкальских пиявок включает 27 видов из 13 родов [Kaigorodova, 2012, 2013, 2015; Kaigorodova, Pronin, 2013].

Объектом нашего исследования являются пиявки семейства *Piscicolidae*, паразитирующие преимущественно на рыбах. В Байкале обитают представители 4 родов этого семейства: *Acipencerobdella* Epshtein, *Baicalobdella* Dogiel, *Codonobdella* Grube, *Piscicola* de Blainville. По последним данным известно восемь байкальских видов рыбных пиявок, а именно: *A. volgensis*, *B. torquata*, *B. cottidarum*, *Baicalobdella* sp., *C. truncata*, *C. zelenskiji*, *Codonobdella* sp., *Piscicola* sp. [Kaigorodova, 2012, 2013]. Некоторые байкальские эндемичные писциколиды приспособились питаться за счет амфипод. К таковым относятся все представители рода *Codonobdella*. Более века считалось, что этот род является моноспецифическим, поскольку типо-

вой вид *Codonobdella truncata* был описан немецким профессором-зоологом А. Е. Грубе еще в 1872 г. Вид, описанный изначально Н. П. Финогеновой и Л. Н. Снимщиковой [1991] как *Dagarobdella zelenskiji*, был перенесен в род *Baicalobdella* [Snimschikova, 1998], а затем отнесен к роду *Codonobdella* [Kaygorodova, 2012]. В этой же работе впервые сообщается о новом морфотипе *Codonobdella* sp., обнаруженном на байкальских амфиподах, отловленных в диапазоне глубин 50–300 м [Kaygorodova, 2012]. В отличие от «гиганта» *C. truncata* (27 мм) и «карлика» *C. zelenskiji* (3 мм) *Codonobdella* sp. имеет специфический окрас тела и средние размеры (10–15 мм). Кроме того, эти три вида занимают разные экологические ниши в пределах огромного озера. Так, *C. truncata* является типичным абиссальным видом (700–1215 м), *C. zelenskiji* обитает в байкальской литорали (10 м), а *Codonobdella* sp. занимает промежуточное положение, заселив сублитораль (50–140 м) и профундаль (100–300 м). Подобно многим другим животным, встречающимся в зоне больших глубин, ни один вид *Codonobdella* не выходит из Байкала в Ангару [Эпштейн, 1961].

Целью настоящей работы является исследование биоразнообразия байкальских пиявок рода *Codonobdella* с помощью современных молекулярно-генетических методов. Применение методов молекулярной экологии, хотя и не является достаточным основанием для определения ранга таксонов, тем не менее, позволяет оценить степень генетического родства видов в сравнении с существующей на сегодняшний день классификацией.

Биологический материал был отобран во время кругобайкальских экспедиций в 2009–2013 гг. Для отлова рыбных пиявок использовались ихтиологический трал, гидробиологические драги, водолазные работы и возможности глубоководных обитаемых аппаратов «Мир-1» и «Мир-2».

Образцы кодонобделл собраны в Северном Байкале (бухта Слюдянская, Чивыркуйский залив, Богучанская губа, бухта Аяя, бухта Кедровая, в районе Академического хребта и Ушканьих островов) и Среднем Байкале (пролив Малое Море, Баргузинский залив, Нюрганская губа, Селенгинское мелководье). Материал фиксировался 80%-ным этано-

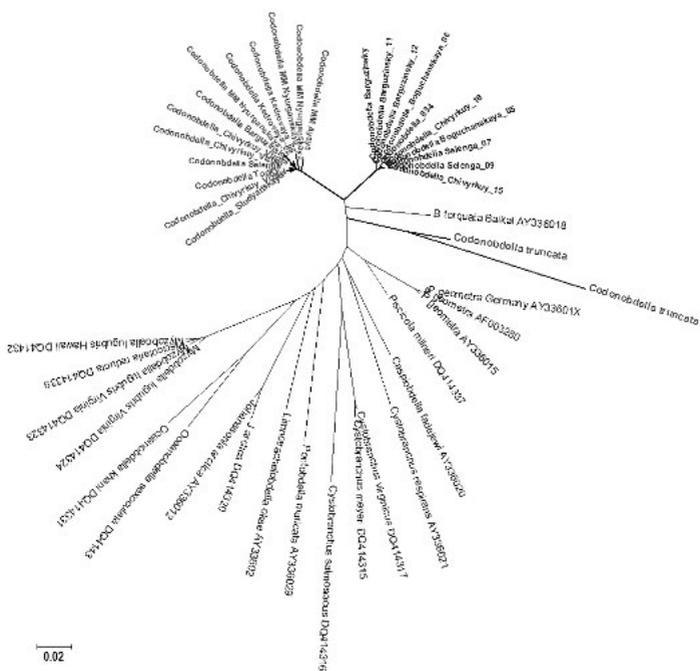
лом. Видовая принадлежность определена согласно существующим систематическим ключам [Лукин, 1976; Эпштейн, 1987], а также отдельным описаниям видов [Финогенова, Снимщикова, 1991].

Молекулярный анализ проведен в соответствии с требованиями техники ДНК-штрихкодирования [Hebert, 2003]. Экстракция ДНК выполнена фенол-хлороформным методом [Doyle, Dickson, 1987]. Фрагмент гена mtCOI амплифицирован с использованием праймеров, универсальных для большинства беспозвоночных [Folmer et al., 1994]. Расшифровка первичной структуры ДНК проведена с помощью реакции секвенирования двухцепочечных продуктов амплификации (НПК «Синтол», Москва). Расшифровано 25 нуклеотидных последовательностей фрагмента гена mtCOI длиной 709 п. н. байкальских кодонобделл, в том числе 2 последовательности глубоководного вида *C. truncata*.

Филогенетические отношения, а также внутри- и межгрупповые генетические расстояния вычислены с использованием компьютерных программ из пакета MEGA6.0 [Tamura et al., 2013]. Схема филогенетических отношений (рис.) выведена с помощью метода объединения ближайших соседей (NJ) [Saitou, Nei, 1987] при использовании двухпараметрического алгоритма Кимуры (k2p) [Kimura, 1980] и 20 гомологичных последовательностей родственных видов из международного банка генетических данных (DQ414313, DQ414315, DQ414316, DQ414317, DQ414320, DQ414323, DQ414324, DQ414325, DQ414332, DQ414337, DQ414339, AF003280, AY336012, AY336014, AY336015, AY336018, AY336020, AY336021, AY336022, AY336029) в качестве группы сравнения.

Нуклеотидные последовательности байкальских *Codonobdella* образуют на древе три хорошо разрешенные филогенетические линии. Последовательности особей *C. truncata* кластеризуются отдельно, подтверждая их независимый видовой статус. Ветви древа, образующие две группы (рис.), представлены 13 и 10 последовательностями кодонобделл, соответственно. Количество нуклеотидных замен на сайт между этими группами составляет 7,1 % в маркерном фрагменте. Высокий уровень генетических отличий позволяет рассматривать их как два независимых вида, так как генетические расстояния

свыше 3 % ($d > 0,03$) признаны достаточным условием для различия двух таксонов на видовом уровне [Hebert et al., 2003]. Генетические дистанции, отделяющие байкальские виды от филогенетически наиболее близких видов *Baicalobdella cottidarum*, *Piscicola geometra* и *Piscicola milneri*, составляют 7,1–19,4 % нуклеотидных отличий, в то время как внутривидовая генетическая вариабельность байкальских групп не превышает 1,1 %. ДНК-баркодинговый разрыв в 6 % позволяет с уверенностью утверждать о наличии двух новых видов *Codonobdella* sp. 1 и *Codonobdella* sp. 2 в оз. Байкал, что увеличивает видовой состав рода *Codonobdella* вдвое.



NJ-дерево с суммой ветвей = 1.33537577 и длинами ветвей, соответствующими эволюционным дистанциям. Эволюционные дистанции рассчитаны с использованием метода k2p

Проведенный анализ позволяет рассматривать фрагмент *COI* как пригодный инструмент для изучения меж- и внутривидовых отношений у пиявок, в частности, писциколид. Применение видоспеци-

фических ДНК-маркеров значительно упростит определение видовой принадлежности аннелид, важной группы для экологического мониторинга.

Авторы признательны сотруднику лаборатории геносистематики Лимнологического института Н. В. Сороковиковой за помощь в проведении молекулярных работ и ценный вклад в коллекцию образцов. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 14-04-00345_a).

Литература

Лукин Е. И. Пиявки пресных и солоноватых водоемов // Фауна СССР. Пиявки. Т. 1 / Ред. Б. Е. Быховский. Л.: Наука, 1976. 484 с.

Финогенова Н. П., Снимцикова Л. Н. *Dagaroibdella zelenskiji* новый род и вид рыбьих пиявок (*Piscicolidae*) из Байкала // Зоол. журн. 1991. Т. 70 (1). С. 133–136.

Эпштейн В. М. О систематическом положении, образе жизни и происхождении эндемичной байкальской пиявки *Tracheloibdella torquata* Grube // Докл. АН СССР. 1961. Т. 4. С. 935–937.

Эпштейн В. М. *Annelida* // Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР / Под ред. О. Н. Бауер. 1987. Т. 3 (2). С. 340–372.

Doyle J., Dickson E. Preservation of plant samples for DNA restriction endonuclease analysis // Taxon. 1987. V. 36. P. 715–722.

Folmer O. et al. DNA primer for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit from diverse metazoan invertebrates // Mol. Mar. Biol. Biotech. 1994. V. 3. P. 294–99.

Hebert P. et al. Biological identifications through DNA barcodes // Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 2003. V. 270 (1512). P. 313–321.

Kaygorodova I. A. A revised checklist of the Lake Baikal leech fauna // Lauterbornia. 2012. V. 75. С. 49–62.

Kaygorodova I. A. An illustrated checklist of leech species from Lake Baikal (Eastern Siberia, Russia) // Dataset Papers in Biology. 2013. V. 2013. С. 1–4.

Kaygorodova I. A. Annotated species list of the Hirudinea in Maloe More strait of Lake Baikal (Eastern Siberia, Russia) // ZooKeys. 2015. Vol. 545. P. 37–52.

Kaygorodova I. A., Pronin N. M. New records of Lake Baikal Leech Fauna: Species Diversity and Spatial Distribution in Chivyrkuy Gulf // The Scientific World Journal. 2013. С. 1–10.

Kimura M. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences // Journal of Molecular Evolution. 1980. V. 16. P. 111–120.

Saitou N., Nei M. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees // *Molecular Biology and Evolution*. 1987. V. 4. P. 406–425.

Sket B., Trontelj P. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater // *Hydrobiologia*. 2008. C. 129–137.

Snimshikova L. N. List of Hirudinea species // *Lake Baikal. Evolution and Biodiversity* / Eds. O. M. Kozhova and L. R. Izmet'seva. Leiden: Blackhuys Pub., 1998. P. 367–368.

Tamura K., Stecher G., Peterson D. et al. MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0 // *Molecular Biology and Evolution*. 2013. V. 30. P. 2725–2729.

SPECIES DIVERSIFICATION OF BAIKAL ENDEMIC LEECHES OF FAMILY PISCICOLIDAE

E. Y. Matvienko¹, I. A. Kaygorodova^{1,2}

¹ *Limnological Institute of SB RAS, Irkutsk*

² *Irkutsky State University, Irkutsk*

A molecular phylogenetic analysis based on a comparison of the nucleotide sequences of the gene fragments of the first subunit of the mitochondrial cytochrome-c-oxidase (mtCOI) from Baikal endemic piscine leeches demonstrated that the representatives of the genus *Codonobdella* Grube split into three phylogenetic lineages. The detected genetic distances allows suggesting the existence of two additional species of *Codonobdella* in Lake Baikal and accepting mtCOI fragment as a suitable marker for the molecular identification of the species within the Piscicolidae (Hirudinea).

МОЛЕКУЛЯРНАЯ ИДЕНТИФИКАЦИЯ СИБИРСКИХ МАКРОФАГОВЫХ ПИЯВОК СЕМЕЙСТВА ERPOBDELLIDAE (HIRUDINEA)

Л. И. Федорова¹, Н. В. Сороковикова^{1,2}, И. А. Кайгородова^{2,3}

¹ *Иркутский государственный аграрный университет им. А. А. Ежевского*

² *Лимнологический институт СО РАН, Иркутск*

³ *Иркутский государственный университет*

Молекулярный анализ 24 нуклеотидных последовательностей гена mtCOI выявил, что сибирские макрофаговые пиявки рода

Erpobdella имеют уникальные последовательности ДНК, накопившие в ходе эволюции достаточное количество нуклеотидных замен для идентификации видового статуса этих пиявок. Показано, что интервал генетических расстояний в 7,0–18,2 % отделяет сибирских представителей от филогенетически близких видов, что свидетельствует об их принадлежности к потенциально новому для науки виду.

Непаразитические пиявки (ок. 30 % от мировой фауны Hirudinea) представляют экологическую группу бентосных беспозвоночных, являющуюся важным звеном в трофической цепи водных экосистем и используемую в качестве биоиндикатора загрязненности пресных водоемов [Безматерных, 2007; Романова, Климина, 2010]. Систематика Hirudinea весьма затруднительна и противоречива [Лыкин, 1976; Nezemann, Neubert, 1999]. В классической таксономии для определения видовой принадлежности пиявок используются такие морфологические признаки, как форма тела, величина присосок, цвет и рисунок дорсальной и вентральной поверхностей, расположение и количество глаз, расстояние между половыми отверстиями, количество желудочных отростков, форма атриев и другие анатомические признаки [Sket, Trontelj, 2008]. Скудность внешних морфологических признаков и одновременно очень большая внутривидовая изменчивость, к тому же нечеткие описания многих видов и слабая изученность фауны затрудняют таксономическое определение.

Наиболее проблематична систематика непаразитических макрофаговых пиявок семейства Erpobdellidae Blanchard 1894. До недавнего времени считалось, что на обширных просторах Сибири обитают только два представителя этого семейства *Erpobdella octoculata* (L. 1758) и *Erpobdella nigricolis* (Brandes 1900) [Лыкин, 1976]. Ряд проведенных в последние годы исследований дополнительно выявил на территории Восточной Сибири комплекс криптических видов рода *Erpobdella* De Blainville 1818 [Kaygorodova, 2012, 2013, 2015; Kaygorodova, Pronin, 2013; Kaygorodova et al., 2013].

В последнее время для решения трудных моментов классической систематики наиболее эффективно применение современных молекулярно-генетических методов, позволяющих быстро и достоверно определить видовое разнообразие морфологически слабо выраженных таксономических групп. Простым в применении и потому наиболее популярным является метод ДНК-штрихкодирования [Hebert et al., 2003]. Данный метод заключается в сравнении маркерных участков генома различных организмов. Для большинства беспозвоночных в качестве ДНК-штрихкода используется фрагмент гена первой субъединицы митохондриальной цитохром оксидазы *C* (*mtCOI*). Метод был успешно апробирован и признан пригодным инструментом для изучения меж- и внутривидовых отношений пиявок из семейств *Glossiphoniidae* [Кайгородова, Мандзяк, 2014] и *Piscicolidae* [Кайгородова, Петряева, 2014].

Целью нашего исследования является уточнение таксономической идентификации пиявок семейства *Egrobdebellidae* разных зоогеографических районов Сибири с помощью современных молекулярно-генетических методов.

Биологический материал был собран во время экспедиций 2011–2015 гг. в бассейнах рек Ангары, Лены, Иртыша и оз. Байкал. Отлов пиявок проводился вручную или с помощью гидробиологических сачков в прибрежной зоне водоемов в диапазоне глубин 0,5–1,5 м. Собранный материал зафиксирован 80 %-ным этанолом с предварительной анестезией животных низкопроцентным раствором спирта. Морфологический анализ фиксированных образцов проводился в лабораторных условиях с использованием бинокуляра МСП-2 (ЛОМО). Видовая принадлежность пиявок определялась в соответствии с существующими систематическими ключами и современной классификацией [Лукин, 1976; Nesemann, Nuebert, 1999].

При выделении тотальных препаратов ДНК использовали цефталон [Doyle, Dickson, 1987]. Фрагмент гена *mtCOI* длиной 709 п. н. амплифицировали с помощью универсальных праймеров [Folmer et al., 1994]. Определение первичной структуры ДНК проведено в ЦКП «Геномика» (Новосибирск) и НПК «Синтол» (Москва). Редактирование нуклеотидных последовательностей прове-

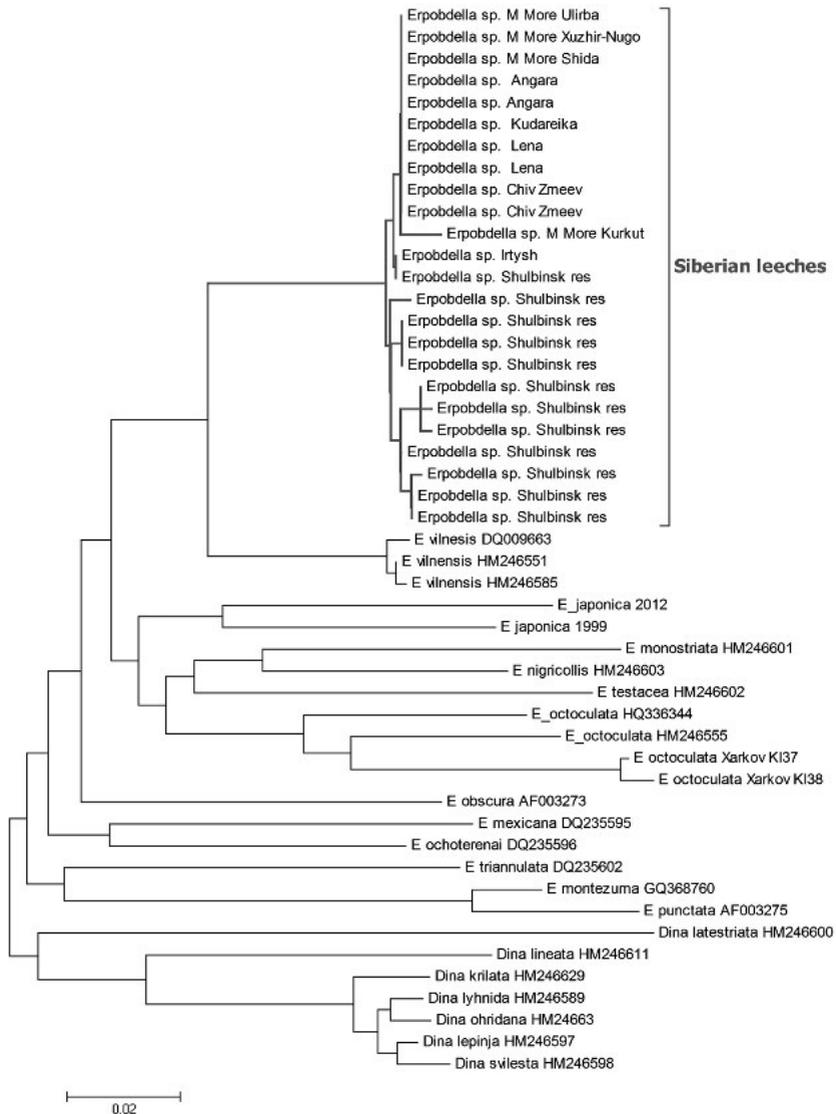
дено с помощью программы BioEdit [Hall, 1999]. Формирование выровненной матрицы данных выполнено специализированной программой ClustalW [Larkin et al., 2007]. Филогенетические отношения, а также внутри- и межгрупповые генетические расстояния вычислены с использованием компьютерных программ из пакета MEGA 6.0 [Tamura et al., 2013].

Определены нуклеотидные последовательности фрагмента гена mtCOI длиной 709 п. н. 24 особей макрофаговых пиявок из разных водоемов Западной и Восточной Сибири (13 и 11 особей, соответственно). В качестве внешней группы были использованы 25 ранее определенных гомологичных нуклеотидных последовательностей родственных видов. Схема филогенетических отношений (рис.) выведена с помощью метода объединения ближайших соседей (NJ) [Saitou, Nei, 1987] при использовании двухпараметрического алгоритма Кимуры (k2p) [Kimura, 1980] согласно методологии ДНК-штрихкодирования [Hebert et al., 2003].

Все сибирские эрпобделлы образуют на древе единую филогенетическую ветвь независимо от их географической приуроченности (рис.). Уровень генетических отличий восточносибирских и западносибирских пиявок составляет 0,8 % замен в маркерном фрагменте.

Генетически наиболее близкими к группе сибирских пиявок оказались особи европейского вида *E. vilnensis*, генетическая дистанция между ними составляет 7 %. Остальные виды из группы сравнения имеют более высокие генетические отличия относительно группы сибирских эрпобделл: *E. japonica* – 11,8 %, *E. nigricolis* – 12,1 %, *E. obscura* – 12,2 %, *E. testacea* – 13,8 %, *E. octoculata* – 13,9 %, *E. monostriata* – 14,5 %, *E. punctata* – 18,2 %.

Основоположниками метода ДНК-штрихкодирования установлено, что генетические расстояния свыше 3 % нуклеотидных замен в последовательностях mtCOI соответствуют группам независимого видового статуса [Hebert et al., 2003]. Исходя из этого, можно предположить, что группа сибирских макрофаговых пиявок, исследованных в данной работе, имеет независимую видовую принадлежность, отличную от всех известных в настоящее время видов,



Филогенетическая схема эволюционных взаимоотношений, построенная на основе 49 нуклеотидных последовательностей фрагмента гена mt COI пиявок семейства Erpobdellidae

так как ее генетические показатели значительно выше пороговых 3 %. Более того, внутри группы сибирских пиявок генетическая вариабельность составляет 0,6 %, что указывает на наличие значительного баркодингового разрыва (более 6 % от ближайшего показателя в 7 %), подтверждая видовое единство восточно- и западносибирских пиявок.

Таким образом, наши данные подтверждают пригодность молекулярного маркера mtCOI в качестве инструмента для изучения как внутривидовой, так и межвидовой генетической вариабельности пиявок, в том числе Eprobdeidae. В целом метод ДНК-штрихкодирования значительно облегчает процедуру видовой идентификации пиявок, что, в свою очередь, упрощает экологические исследования.

Авторы выражают признательность Е. А. Федоровой, А. Ю. Сулейманову и Е. В. Дзюба за помощь в сборе образцов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ), проект № 14-04-00345_а.

Литература

Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналитический обзор // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. 2007. № 85. С. 1–86.

Кайгородова И. А., Мандзяк Н. Б. Молекулярная филогения сибирских пиявок семейства Glossiphoniidae (Hirudinea) // Молекулярная биология. 2014. Т. 48, № 3. С. 523–527. doi: 10.7868/S0026898414030094

Кайгородова И. А., Петряева Е. Ю. Молекулярная идентификация байкальских рыбных пиявок // Изв. Иркутского гос. ун-та, сер. Биология, Экология. 2014. Т. 7. С. 27–31.

Лукин Е. И. Пиявки пресных и солоноватых водоемов // Фауна СССР. Пиявки. Т. 1 / Ред. Б. Е. Быховский. Л.: Наука, 1976. 484 с.

Романова Е. М., Климина О. М. Биоресурсы класса Hirudinea в зоне среднего Поволжья: экологическая значимость и перспективы использования // История Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. № 1 (12). С. 208–211.

Doyle J., Dickson E. Preservation of plant samples for DNA restriction endonuclease analysis // Taxon. 1987. V. 36. P. 715–722. doi:10.2307/1221122.

Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. DNA primer for amplification of mitochondrial cytochrome C oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates // Mol. Mar. Biol. Biotech. 1994. V. 3. P. 294–299.

Hall T. A. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT // Nucl. Acids. Symp. Ser. 1999. V. 41. P. 95–98.

Hebert P., Cywinska A., Ball S., de Waard J. Biological identifications through DNA barcodes // Proc. R. Soc. Lond. B. 2003. 270, 313–321. doi:10.1098/rspb.2002.2218.

Kaygorodova I. A. A revised checklist of the Lake Baikal leech fauna // Lauterbornia. 2012. V. 75. P. 49–62.

Kaygorodova I. A. An illustrated checklist of leech species from Lake Baikal (Eastern Siberia, Russia) // Dataset Papers in Biology. 2013. V. 2013. P. 1–4. doi:10.7167/2013/261521.

Kaygorodova I. A. Annotated species list of the Hirudinea in Maloe More strait of Lake Baikal (Eastern Siberia, Russia) // ZooKeys. 2015. V. 545. P. 37–52. doi: 10.3897/zookeys.545.6053.

Kaygorodova I. A., Dzyuba E. V., Sorokovikova N. V. First records of potamic leech fauna of Eastern Siberia // Dataset Papers in Biology. 2013. V. 2013. P. 1–6. doi:10.7167/2013/362683

Kaygorodova I. A., Pronin N. M. Species composition and distribution of leech fauna in Chivyrkuy Gulf (Lake Baikal, Russia) // The Scientific World Journal. 2013. V. 2013. P. 1–10.

Kimura M. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences // Journal of Molecular Evolution. 1980. V. 16, N 2. P. 111–120. doi:10.1007/BF01731581.

Larkin M., Blackshields G., Brown N. et al. Clustal W and Clustal X version 2.0 // Bioinformatics. 2007. Vol. 23. P. 2947–2948. doi:10.1093/bioinformatics/btm404.

Nesemann H., Neubert E. Clitellata, Branchiobdellada, Acanthobdellada, Hirudinea // Susswasserfauna von Mitteleuropa. Eds. J. Schwoebel, P. Zwig. Heidelberg, Berlin: Spectrum Akademischer Verlag, 1999. V. 6 (2). 178 p.

Saitou N., Nei M. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees // Molecular Biology and Evolution. 1987. V. 4. P. 406–425.

Sket B., Trontelj P. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater // Hydrobiologia. 2008. V. 595. P. 129–137. doi:10.1007/s10750-007-9010-8.

Tamura K., Stecher G., Peterson D. et al. MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0 // Molecular Biology and Evolution. 2013. V. 30, N 12. P. 2725–2729. doi:10.1093/molbev/mst197.

MOLECULAR IDENTIFICATION OF SIBERIAN MACROPHAGOUS LEECHES FROM THE FAMILY ERPOBDELLIDAE (HIRUDINEA)

L. I. Fedorova¹, N. V. Sorokovikova^{1,2}, I. A. Kaygorodova^{2,3}

¹ *Irkutsk State Agrarian University named after A. A. Ezhevsky, Irkutsk*

² *Limnological Institute SB RAS, Irkutsk*

³ *Irkutsk State University, Irkutsk*

Molecular analysis of the 24 nucleotide sequences of the mtCOI gene fragments has revealed that Siberian macrophagous leeches of the genus *Erpobdella* have unique DNA sequences, which during their evolution have accumulated sufficient number of nucleotide substitutions for identification of their species status. The range of genetic distances of 7–18 % separates the Siberian representatives from Palaearctic species phylogenetically closely related to them and is an evidence of their belonging to a potentially new species.

ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ ОКИ В ПЕРИОДЫ ЕГО МАКСИМАЛЬНОГО РАЗВИТИЯ

Ю. С. Гришанова¹, О. С. Решетняк^{1,2}

¹ *Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону*

² *Гидрохимический институт Росгидромета, г. Ростов-на-Дону*

Статья посвящена изучению фитопланктона р. Оки в районе г. Дзержинска в периоды его максимального развития. Исследование проведено на основе обобщения и анализа многолетней режимной гидробиологической информации. Рассмотрены количественные (относительная численность доминирующих видов, число видов) и качественные (разнообразие доминирующих видов) показатели развития фитопланктона. Показано, что периоды максимального развития фитопланктона приходятся на август-сентябрь. Основу доминирующего комплекса сообщества составляют диатомовые, реже синезеленые водоросли.

Процессы развития и преобразования экосистем в современном мире обусловлены, в большей степени, антропогенным влиянием, что объясняет их значительное ускорение. Загрязнение водной сре-

ды влияет на фитоценоз, изменяя его структурные характеристики, что позволяет использовать показатели его развития для оценки качества воды и состояния водной экосистемы [РД 52.24.620-2000].

Одним из индикаторов состояния водных объектов является фитопланктон – важнейший элемент биотической составляющей любой водной экосистемы, активно участвующий в различных химико-биологических процессах и формировании качества воды. Индикаторные свойства фитопланктонного сообщества проявляются в изменении качественных (видовой и групповой состав) и количественных показателей его развития [Решетняк и др., 2013; Гришанова, 2015].

В основу исследования положены многолетняя режимная гидробиологическая информации о качественных и количественных показателях развития фитопланктона р. Оки за многолетний период (2003–2013 гг.) и материалы из «Ежегодников состояния экосистем поверхностных вод России» (по гидробиологическим показателям). Рассмотрены створы выше и ниже г. Дзержинска.

Ранее проведенные исследования показали, что фитопланктон р. Оки в пункте наблюдений г. Дзержинска представлен зелеными, диатомовыми, синезелеными, пиррофитовыми, золотистыми и эвгленовыми водорослями. Наибольшим богатством от общего числа видов характеризуются зеленые и диатомовые водоросли, в совокупности составляющие 80,1 % (выше города) и 84,6 % (ниже города). Следовательно, по таксономическому составу фитопланктон р. Оки в районе г. Дзержинска имеет диатомово-хлорофитовый характер [Гришанова, Решетняк, 2015a].

В рамках данного исследования проведен анализ данных общей численности, числа видов и относительной численности доминирующих видов фитопланктона за многолетний период с целью выделения характерных особенностей развития сообщества в периоды его максимального развития. Рассмотрены показатели развития фитопланктонных сообществ р. Оки в те моменты, когда наблюдалась максимальная общая численность сообщества за каждый год исследования (так называемые «ежегодные периоды максимального развития»). Результаты приведены в табл.

Показатели развития фитопланктона р. Оки в районе г. Дзержинска в периоды его максимального развития

Дата	ОЧ Число видов	Доминирующие виды (сапробность)	Отдел	Относительная численность, %
Створ выше города				
04.09.2003	$\frac{26,86}{56}$	<i>Cyclotella menegheniana</i> (α - β)	Диатомовые	20,0
02.09.2004	$\frac{28,96}{51}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	22,5
05.05.2005	$\frac{23,39}{38}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	38,6
		<i>Stephanodiscus hantzschii</i> (α)	Диатомовые	38,0
02.08.2006	$\frac{40,83}{57}$	<i>Aulacosira islandica</i> (β)	Диатомовые	37,0
07.09.2007	$\frac{39,88}{75}$	<i>Skeletonema subsalsum</i>	Диатомовые	11,6
13.09.2008	$\frac{30,36}{46}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	16,3
19.08.2009	$\frac{36,37}{62}$	<i>Microcystis pulvere</i> f. <i>Incerta</i>	Синезеленые	18,2
07.06.2010	$\frac{20,69}{49}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	18,4
10.08.2011	$\frac{62,85}{56}$	<i>Microcystis pulvere</i> f. <i>Incerta</i> (β - α)	Синезеленые	19,1
03.09.2012	$\frac{30,65}{48}$	<i>Microcystis aeruginosa</i> (β)	Синезеленые	26,9
14.08.2013	$\frac{29,12}{42}$	<i>Aulacosira granulate</i> (β)	Диатомовые	21,3
Створ ниже города				
04.09.2003	$\frac{35,16}{56}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	16,6
02.09.2004	$\frac{61,89}{52}$	<i>Cyclotella menegheniana</i> (α - β)	Диатомовые	45,5
13.09.2005	$\frac{24,38}{49}$	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> (α)	Диатомовые	18,0
02.08.2006	$\frac{44,98}{50}$	<i>Aulacosira islandica</i> (β)	Диатомовые	57,6
07.09.2007	$\frac{40,30}{48}$	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (β)	Зеленые	12,7
		<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	12,3

Окончание табл.

Дата	ОЧ Число видов	Доминирующие виды (сапробность)	Отдел	Относительная численность, %
13.09.2008	$\frac{19,98}{45}$	<i>Cyclotella menegheniana</i> (α - β)	Диатомовые	16,4
19.08.2009	$\frac{30,26}{54}$	<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Диатомовые	13,9
18.08.2010	$\frac{55,17}{38}$	<i>Microcystis aeruginosa</i> (β)	Синезеленые	37,3
10.08.2011	$\frac{60,78}{64}$	<i>Microcystis aeruginosa</i> (β)	Синезеленые	20,5
03.09.2012	$\frac{26,39}{60}$	<i>Microcystis aeruginosa</i> (β)	Синезеленые	19,1
14.08.2013	$\frac{29,27}{48}$	<i>Aulacosira granulata</i> (β)	Диатомовые	20,4

Примечание. ОЧ – общая численность. тыс. кл./см³.

Анализируя полученные данные, можно увидеть, что периоды максимального развития фитопланктона, в основном, приходятся на август-сентябрь. Доминируют в такие периоды диатомовые водоросли, что в целом соответствует характерному для данной территории составу фитопланктона. В состав доминирующего комплекса фитопланктона чаще всего входили водоросли таких видов, как *Stephanodiscus* sp., *Aulacosira* sp., *Cyclotella menegheniana*. Можно отметить, что в створах выше и ниже г. Дзержинска состав доминирующего комплекса фитопланктона чаще всего совпадает.

Количественные характеристики сообщества в периоды максимального развития также практически совпадают: число видов фитопланктона в створе выше Дзержинска менялось от 38 до 75, в створе ниже города – от 38 до 64, относительная численность доминирующего вида варьировала от 11,6 до 38,6 % в створе выше и от 12,3 до 57,6 % в створе ниже города (табл.).

В период 2009–2012 гг. наблюдается преобладание в составе фитопланктона синезеленых водорослей, что косвенно указывает на загрязнение водоема органическими и биогенными веществами и усиление процессов эвтрофирования водотока. В составе доминирую-

щего комплекса основную роль играют водоросли видов *Microcystis pulverea* и *M. aeruginosa*, при этом их относительная численность составляла 18,2–37,3 %. Состояние экосистемы по уровню развития фитопланктона в таких случаях можно оценить как «антропогенное напряжение с элементами антропогенного эвтрофирования».

Как было показано нами ранее [Гришанова, Решетняк, 2015б], исследуемые водные экосистемы р. Оки подвергаются значительному антропогенному воздействию со стороны промышленных предприятий г. Дзержинска и степень загрязненности воды характеризуется как «очень загрязненная» и «грязная» (III и IV классы качества воды). Однако явного влияния города на качество воды реки и состояние фитопланктона не обнаружено.

Выявленные характерные особенности развития сообщества в периоды его максимального развития в створах выше и ниже г. Дзержинска также подтверждают этот вывод.

В заключение хотелось бы отметить, что фитопланктон обладает уникальным свойством быстрой адаптационной реакции на изменения условий среды. Это свойство широко используется в биоиндикации для проведения оценки экологического состояния водных объектов. Поэтому изучение таксономического состава и количественных показателей развития водорослей, формирующих фитопланктон р. Оки, имеет важное значение для понимания протекающих в экосистеме процессов (особенно в периоды бурного развития фитопланктона).

Литература

Гришанова Ю. С. Характеристика фитопланктона реки Ока в зоне влияния г. Дзержинск // Ломоносов-2015: Тез. докл. XXII Междунар. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых. Москва, 13–17 апр. 2015 г. М.: Наука, 2015. С. 131–132.

Гришанова Ю. С., Решетняк О. С. Многолетняя и сезонная изменчивость видового состава фитопланктона реки Ока в зоне влияния г. Дзержинск // Материалы Междунар. науч. конф. 27 ноября 2015 г., г. Ростов-на-Дону. Ростов-н/Д: ФГБНУ «АзНИИРХ», 2015а. С. 87–91.

Гришанова Ю. С., Решетняк О. С. Оценка влияния крупного города на качество воды реки Ока (на примере г. Дзержинск) // Актуальные проблемы

наук о Земле: Сб. тр. науч. конф. студентов и молодых ученых с междунар. участием. Ростов-н/Д: ЮФУ, 2015б. С. 335–337.

РД 52.24.620-2000. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем; введ. 2001-01-04. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. 47 с.

Решетняк О. С., Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Косменко Л. С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы. 2013. Т. 40, № 6. С. 623–632.

CHARACTERISTICS OF OKA RIVER'S PHYTOPLANKTON DURING ITS MAXIMUM DEVELOPMENT

Yu. S. Grishanova¹, O. S. Reshetnyak^{1,2}

¹ *Southern Federal University, Rostov-on-Don*

² *FSBI «Hydrochemical institute» Roshydromet, Rostov-on-Don*

The article deals with the study of the Dzerzhinsk area Oka River phytoplankton during the period of its active development. The research was carried out using summarized and analyzed long-term classified information. The number (approximate number of dominating species, number of species) and qualitative indicators (diversity of dominating species) of phytoplankton development were studied. It was shown that periods of phytoplankton's most active development mainly occur in August and September. The basis of the dominant complex communities consists of diatom or occasionally blue-green algae.

ДИНАМИКА БИОМАССЫ ФИТОПЛАНКТОНА ПО ТЕЧЕНИЮ РЕКИ ВЕЛИКОЙ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЕЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Е. А. Силеенкова, И. С. Трифонова

Институт озераведения РАН

В разные сезоны изучена динамика структуры и биомассы фитопланктона на всем протяжении р. Великой, являющейся основным притоком Псковско-Чудского озера, оценено экологическое состояние различных участков реки и качество ее вод по фитопланктону.

Река Великая – основной приток Псковско-Чудского озера, относится к бассейну р. Нарвы и в целом к бассейну Балтийского моря. Территория бассейна расположена на северо-западе Русской равнины в пределах Прибалтийской низменности. Река берет начало из озера Малый Вяз на юге Псковской области и впадает в Псковское озеро на севере, образуя обширную дельту. В верхнем течении на протяжении 124 км река проходит через систему озер, соединенных протоками [Природа..., 1974]. По ее берегам располагаются города Опочка, Остров, Псков и другие населенные пункты. Река имеет большое значение для водоснабжения городов региона и рекреации. На всем протяжении она подвергается значительному антропогенному воздействию, что оказывает влияние на ее экосистему и качество воды. Основными источниками загрязненных сточных вод, сбрасываемых в реки, являются предприятия жилищно-коммунального хозяйства и агропромышленного комплекса.

Целью работы было выявить особенности динамики структуры и биомассы фитопланктона р. Великой и оценить экологическое состояние реки и качество ее вод по состоянию фитопланктона. Материалом для работы послужили количественные пробы фитопланктона, собранные в 2011–2012 гг. на 19 станциях на всем протяжении р. Великой раз в три месяца с мая по октябрь. Параллельно на исследованных участках отбирали пробы для гидрохимического анализа воды.

Вода р. Великой относится к гидрокарбонатному классу, группе кальция, со средней минерализацией 151–343,5 мг/л, увеличиваясь вниз по течению. Цветность изменяется вниз по течению и по сезонам от 8 до 120°, рН в пределах 7,6–8,6. Содержание кислорода высокое, но вниз по течению снижается от 13,9 до 7,2 мг/л, перманганатная окисляемость, напротив, возрастает от истока к устью от 0,8 до 34,8 мг O₂/л. БПК₅ варьирует в пределах 0,2–3,0 мг O₂/л и наибольших значений достигает в истоке реки в озере Б. Вяз и нижнем течении. Содержание общего фосфора изменяется от 0,02 до 0,06 мг/л, общего азота – от 0,08 до 1,5 мг/л, возрастая вниз по течению реки и, как правило, от весеннего сезона к осеннему. По содержанию органического вещества и биогенных элементов воды р. Великой можно считать мезотрофными (OECD, 1982) и только в нижнем течении у г. Пскова – эвтрофными.

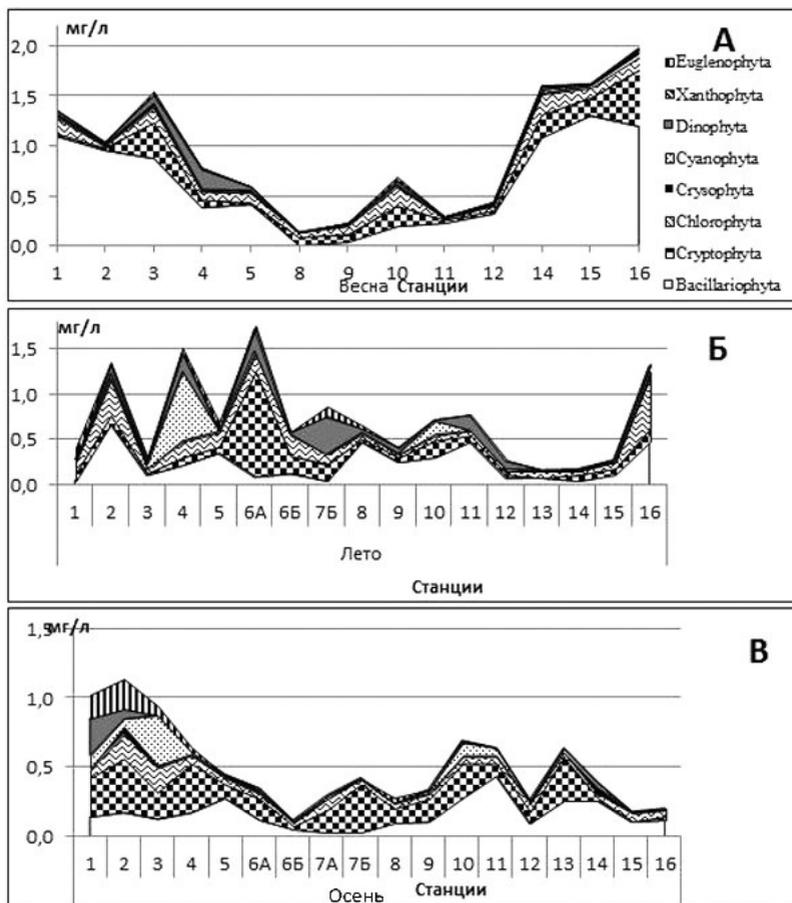
За период исследований в альгофлоре р. Великой идентифицировано 463 вида (511 таксонов) водорослей, принадлежащих к 8 отделам. По числу видов наиболее разнообразны Bacillariophyta – 212 таксонов (41,5 %), Chlorophyta – 161 (31,5 %) и Cyanophyta – 56 (11 %). Таксономический состав фитопланктона р. Великой можно охарактеризовать как диатомово-зеленый со значительным участием синезеленых водорослей. Весной наиболее разнообразны диатомовые водоросли, в летний период увеличивается разнообразие зеленых и синезеленых, диатомовые представлены в основном пеннатыми диатомеями. В осеннее и зимнее время разнообразие всех отделов снижается. Число таксонов на разных станциях изменялось от 76 до 222. В отличие от многих европейских рек таксономическое разнообразие фитопланктона р. Великой максимально в истоке реки, значительно снижается в среднем течении и затем увеличивается по направлению к устью. Основными факторами формирования таксономического разнообразия являются влияние озер и зарегулирование. На станциях ниже плотин ГЭС и после порогов происходит сокращение числа видов и изменение таксономической структуры фитопланктона.

Биомасса фитопланктона р. Великой в период исследований на разных участках изменялась от 0,02 до 2,42 мг/л (рис.).

Весной наибольшие величины биомассы фитопланктона отмечались в верхнем течении и в устьевом участке у г. Пскова (рис., А). На всех исследованных станциях в общей биомассе преобладали диатомовые водоросли, субдоминантами являлись криптомонады.

Высокие биомассы (до 1,5 мг/л) зарегистрированы в верхнем течении, где река проходит через систему озер (ст. 1–4). На станциях 1–3 весной доминировали виды из родов *Cyclotella* и *Fragilaria*, *Ulnaria ulna* (Nitzsch.) P. Compère, *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim., *A. granulata* (Ehr.) Sim., *Cryptomonas erosa* Ehr., виды рода *Chlamydomonas* и др. На станции 3 более значительной была роль криптофитовых водорослей, а на станции 4 – динофитовых. На станции 4 доминировали *Cyclotella comta* Kütz., *Ulnaria danica* (Kütz.) Compère & Bukht., *Cryptomonas erosa*, *Glenodinium gymnodinium* Penard. Увеличение биомассы фитопланктона на станции 3 определялось влиянием

крупного озера, через которое проходит река. На станции 5 общая биомасса фитопланктона снижалась до 0,6 мг/л.



Пространственное распределение биомассы фитопланктона р. Великой (2011 г.):

А – весна, Б – лето, В – осень; станции: 1 – д. Вяз, 2 – д. Юшково, 3 – д. Копылок, 4 – т/б Алоль, 5 – пос. Идрица, 6А – Максютинская ГЭС, выше плотины, 6Б – Максютинская ГЭС, ниже плотины, 7А – Шильская ГЭС, выше плотины, 7Б – Шильская ГЭС, ниже плотины, 8 – выше г. Опочка, 9 – д. Барабаны, 10 – д. Селихново, 11 – д. Крюки, 12 – г. Остров, 13 – д. Шабаны, 14 – д. Промежицы, 15 – г. Псков, 16 – д. Муровицы

В среднем течении реки биомасса фитопланктона уменьшалась, достигая минимальных значений в районе г. Опочка (ст. 8) – 0,14 мг/л. Изменялось и процентное соотношение – доля диатомовых снижалась, а основу биомассы на этих станциях составляли криптофитовые (до 56 %) и зеленые (до 38,6 %) водоросли. На станции 10 биомасса фитопланктона повышалась до 0,7 мг/л, что может быть связано с антропогенным влиянием: в реку поступают промышленные сточные воды и стоки с полей.

В нижнем течении реки у г. Пскова количественные показатели фитопланктона значительно возрастали. Диатомовые составляли основу биомассы, среди них преобладали центрические диатомеи. Также значителен был вклад криптофитовых и зеленых водорослей (рис., А). Максимум за весенний сезон биомасса фитопланктона достигала ниже города на станции 16 – 2,0 мг/л, в основном за счет развития диатомовых и криптофитовых водорослей.

Летом пространственное распределение биомассы отличалось большей неоднородностью (рис., Б). В 2011 г. биомасса летнего фитопланктона изменялась от 0,17 (ст. 13) до 1,75 (ст. 6) мг/л, а в 2012 г. – от 0,27 (ст. 15) до 2,42 (ст. 1) мг/л. Максимум биомассы летнего фитопланктона был отмечен на станции 2 у истока р. Великой из оз. Большой Вяз. Здесь значительную роль играли *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Trachelomonas volvocina* Ehr. **Диатомовые** занимали доминирующее положение. Увеличение биомассы фитопланктона связано с пиком развития водорослей в озерах, через которые протекает река. На станции 4 преобладали синезеленые водоросли *Phormidium autumnale* Gom., *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. Et Kom., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, а также *Ceratium hirundinella* (O. F. M.) Bergh из **динофитовых**. **Подобная закономерность** характерна и для других рек. Например, в озеровидных расширениях р. Вуоксы в летний период свыше 50 % общей биомассы составляли синезеленые водоросли (Состояние биоценозов..., 2004). В 2012 г. на станции 4 доминировали зеленые и синезеленые водоросли. Однако доля Cyanophyta была меньше, чем в 2011 г., что может быть связано с более низкой летней температурой воды, в среднем на 2,5 °С.

После прохождения озерных участков на станции 5 происходит спад биомассы фитопланктона, система озер заканчивается, и русло реки отличается чрезвычайной извилистостью и повышенной скоростью течения.

В среднем течении повышение биомассы наблюдалось на участках, зарегулированных ГЭС. Наибольшего значения в 2011 г. биомасса достигала на станции выше Максютинской ГЭС (ст. 6А) – 1,75 мг/л, в 2012 – 2 мг/л, в основном за счет *Chroomonas acuta* Uterm., *Cryptomonas erosa*, *C. marssonii* Skuja, а также видов из родов *Chlamydomonas*, *Gymnodinium* и *Peridinium* (рис., Б). Увеличение численности *Dinophyta* характерно для старых малых водохранилищ с развитой прибрежной растительностью. Количество динофитовых увеличивалось примерно в 2 раза в 2012 г., что может быть связано с увеличением перманганатной окисляемости также в 2 раза. Хотя по литературным данным большинство видов *Dinophyta* являются показателями олиготрофных вод, для некоторых видов есть сведения о встречаемости в β -, α -мезосапробных и полисапробных водах [Трифонова, 1990; Горбулин, 2011].

Ниже плотины на станциях среднего течения биомасса, как правило, снижалась. На станции 7А уровень биомассы фитопланктона падал до 0,33 мг/л. Вследствие взмучивания воды здесь в фитопланктон попадали бентосные формы диатомовых. После прохождения второй плотины биомасса *Chrysophyta* снижалась. В 2011 г. на станции 7Б биомасса повышалась до 0,85 мг/л, преобладающим отделом были *Dinophyta*. Далее на станциях среднего течения реки диатомовые вновь занимали доминирующее положение, составляя от 41 до 71 % биомассы. На станции 9, расположенной ниже г. Опочка, в 2011 г. происходило уменьшение биомассы фитопланктона до 0,4 мг/л, а в 2012 г., наоборот, ее увеличение до 0,7 мг/л. Некоторое увеличение биомассы в 2012 г. может быть связано с поступлением в водоток большего количества органических веществ. По данным гидрохимического анализа значения перманганатной окисляемости увеличиваются в 2 раза по сравнению с предыдущим годом, а также несколько повысилось содержание нитритов и минерального фосфора.

На станции 10 в районе д. Селихново в 2011 г. в биомассе увеличивалось количество синезеленых и криптофитовых водорослей, что, по-видимому, связано с влиянием стоков молочного завода. Биомасса фитопланктона на станции 11, расположенной вблизи д. Крюки, достигала 0,76 мг/л, доминировали диатомовые, второе место занимали динофитовые – 21,3 %. Снижение биомассы на станции 13, расположенной ниже г. Острова, за два года наблюдения связано с воздействием порогов и повышенной скоростью течения. Здесь преобладали бентосные формы водорослей – *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., *Pinnularia gibba* Ehr.

На станции 14 и 15 в районе г. Пскова биомасса оставалась невысокой. В нижнем течении наибольшая биомасса была зарегистрирована в устьевом участке (ст. 16) – до 1,3 мг/л. Доминирующей группой являлись зеленые водоросли (*Chlamydomonas* sp.), в последующий год наблюдений доминировали криптофитовые водоросли (*Cryptomonas erosa*), являющиеся индикаторами α -мезосапробной зоны. Уменьшение числа таксонов на данной станции, значительное развитие отдельных видов водорослей, предпочитающих α -мезосапробные условия, а также увеличение содержания нитритов (0,048 мг N/л), минерального (0,024 мг P/л) и общего (0,052 мг P/л) фосфора свидетельствовали об эвтрофировании в устьевом участке реки в результате антропогенного влияния.

Осенью максимальные биомассы отмечены в верхнем течении, так как в озерах продолжалось массовое развитие водорослей, которые попадали в речной фитопланктон (рис., В). Биомасса в верхнем течении составляла 1,1 мг/л (ст. 2). Доминировали криптофитовые водоросли, значительную роль играли эвгленовые, а также диатомовые и зеленые. На станции 3 наибольшую долю в биомассе составляли Cyanophyta, из которых доминировали *Phormidium autumnale* (14,5 %), *Aphanizomenon flos-aquae* (14,3 %), что может быть связано с более благоприятными для их развития температурными условиями в озерах, где остывание воды осенью происходит медленнее, чем на речных участках.

В среднем течении биомасса фитопланктона снижалась до 0,45 мг/л (ст. 5). Преобладали диатомовые (61 %). В районе Максютинской ГЭС биомасса осеннего фитопланктона выше плотины составля-

ла 0,36 мг/л, а ниже – 0,12 мг/л. В районе Шильской ГЭС она достигала 0,3 мг/л выше и 0,4 мг/л ниже плотины. Основу биомассы на этих станциях в основном составляли CRYPTOPHYTA. Как и в фитопланктоне р. Вуоксы, здесь наблюдалось обеднение фитопланктона за счет выпадения синезеленых водорослей, что, вероятно, связано с разрушением колоний синезеленых при прохождении через турбины ГЭС и в турбулентном потоке [Состояние биоценозов..., 2004]. Осенью, как и в предыдущие сезоны, в районе станций 8 и 9 происходило снижение биомассы. На станции 10 биомасса повышалась до 0,7 мг/л, и значительную роль в ней играли диатомовые (39,8 %) и криптофитовые (36,4 %), увеличивалось количество синезеленых водорослей (*Phormidium autumnale*, *Planktothrix agardhii*), что, вероятно, связано с поступлением стоков молочного завода. В нижнем течении у г. Пскова биомасса была низкой – до 0,4 мг/л. Преобладали виды родов *Cyclotella* и *Stephanodiscus*, *Clamydomonas*, *Navicula radiosa* Kütz., *Chroomonas acuta*.

В сезонной динамике биомассы фитопланктона нижнего течения р. Великой выявлено 2–3 пика: в конце мая – начале июня, в июле и в августе, что характерно для мезотрофного типа вод [Трифорова, 1990]. Наименьшая биомасса отмечена весной и поздней осенью – 0,02–0,05 мг/л.

На всех участках реки доминируют β -мезосапробы, что позволяет отнести воды реки к умеренно загрязненным. Индикаторы промежуточной зоны загрязнения (α - β -мезосапробы и β - α -мезосапробы) занимают второе место и особенно разнообразны в верхнем течении и на участке выше Шильской ГЭС. Число показателей чистых вод (α -, α - α -сапробов и α -сапробов) невысокое (1,5–13,8 %). α -р-сапробы встречены только на четырех участках реки: у д. Большой Вяз, г. Опочка, д. Барабаны, д. Селихново. В г. Опочке и д. Селихново расположены несколько молокозаводов, сточные воды которых оказывают заметное воздействие на воды реки. Индексы сапробности [Sládeček, 1973] **варьировали от 1,8 до 2,2. Можно отметить тренд увеличения индекса вниз по течению реки, а также то, что наибольшие значения отмечались летом.**

По уровню биомассы фитопланктона (ср. 0,7 мг/л) р. Великую можно отнести к олиго-мезотрофному типу [Трифорова, 1990], хотя по кон-

центрации биогенных элементов на некоторых станциях р. Великая относится к категории загрязненных вод [Оксиюк и др., 1993]. По соотношению видов-индикаторов сапробности р. Великую можно отнести к категории умеренно загрязненных. По значениям индекса сапробности воды реки можно охарактеризовать как воды удовлетворительной чистоты (3 класс качества), с изменением разряда качества от «достаточно чистой» до «слабо загрязненной».

Литература

Афоница Е. А. Структура и динамика фитопланктона реки Великой: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2016. 23 с.

Горбулин О. С. Эколого-биологические характеристики Dinophyta флоры континентальных водоемов Украины // Вестник ХНАУ, сер. Биология. 2011. Вып. 14 (971). С. 43–58.

Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидро-биол. журн. 1993. Т. 29, № 3. С. 42–76.

Природа Псковской области / Под ред. Р. А. Зубакова. Псков, 1974. 171 с.

Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы / Под ред. И. С. Трифоновой. СПб., 2004. 148 с.

Трифорова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.

OECD, Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control / Volenweider R. A. (ed.). OECD, Paris, 1982. 154 p.

Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Archiv Hydrobiol. Ergebnisse der Limnologie. 1973. Ht. 7. S. 1–218.

PHYTOPLANKTON BIOMASS DYNAMICS ALONG THE RIVER VELIKAYA COURSE AS AN INDEX OF ITS ECOLOGICAL STATE

E. A. Sileenkova, I. S. Trifonova

Institute of Limnology RAS

The research deals with the investigation of species composition, seasonal dynamics of phytoplankton structure and biomass in the Velikaya River, the main tributary of Pskovsko-Chudskoye Lake. The evaluation of the river's ecological state and water quality based on the investigation data of phytoplankton characteristics was carried out.

СОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ОБИЛИЯ И СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА СРЕДНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ИРТЫШ

Я. И. Гульченко, О. П. Баженова

*Омский государственный аграрный университет
им. П. А. Столыпина*

Описана структура и обилие фитопланктона р. Иртыш в районе г. Омска в период открытой воды 2014–2015 гг. Выявлено статистически значимое снижение общей численности и биомассы фитопланктона р. Иртыш в летний и осенний сезоны по сравнению с предыдущим периодом исследований (1998–2003 гг.). Обилие весеннего фитопланктона осталось на прежнем уровне. Установлены изменения в структуре фитопланктона реки, выражающиеся в статистически значимом снижении доли зеленых и увеличении доли эвгленовых водорослей весной 2014 и 2015 гг. Изменение доли цианобактерий и диатомовых водорослей статистически незначимо. Установленная перестройка структуры фитопланктона реки указывает на объективные изменения экологического состояния Иртыша в последние годы.

Трансграничная река Иртыш, являясь самым крупным притоком Оби, имеет исключительное значение для Омской области. Отсутствие альтернативных источников водоснабжения города и непригодность большинства подземных вод для хозяйственного использования объясняют необходимость постоянного контроля состояния экосистемы р. Иртыш. Резкое увеличение водозабора из Черного Иртыша Китаем привело к угрозе истощения вод Иртыша и еще более обострило обстановку в бассейне реки [Тулохонов, 2015]. В целях обеспечения экологической безопасности Омской области и контроля соблюдения международных договоров необходима оценка современного состояния экосистемы реки и качества ее вод.

Использование фитопланктона при биоиндикации обусловлено его высокой чувствительностью к изменению качества водной среды, а также способностью отражать эффект смешанных воздействий, что недоступно химическому мониторингу [Никаноров и др., 2015].

Экологическая оценка состояния верхнего и среднего Иртыша по показателям развития фитопланктона выполнялась в 1998–2003 гг. [Баженова, 2005, 2006, 2007]. Было установлено, что зарегулирование верхнего течения реки каскадом водохранилищ привело, согласно концепции экологических модификаций В. А. Абакумова [1991], к экологическим модификациям негативного типа. На основе качественных характеристик фитопланктона состояние экосистемы среднего течения р. Иртыш было определено как антропогенное экологическое напряжение с элементами антропогенного эвтрофирования.

Целью работы являлось выявление современных изменений в структуре и обилии фитопланктона среднего течения р. Иртыш (в районе г. Омска).

Работа основана на материалах обработки проб фитопланктона р. Иртыш в районе г. Омска в период открытой воды (23 апреля – 6 ноября) 2014 г. и с 22 апреля по 15 июля 2015 г. Отбор проб проводили 2–3 раза в месяц на двух гидробиологических створах выше и ниже Омска: «Омск-ВИЗ» – выше источника загрязнения и «Омск-НИЗ» – ниже источника загрязнения. Расположение створов выбрано в соответствии с размещением мест отбора проб для стационарных наблюдений Центра по мониторингу загрязнения окружающей среды г. Омска и методическими рекомендациями по проведению гидробиологического мониторинга поверхностных вод [Руководящий документ..., 2001]. Количественные пробы фитопланктона объемом 0,5 л отбирали из поверхностного слоя воды в трех точках поперечного сечения реки – у берегов и на середине. Фиксацию проб проводили формалином, при концентрировании использовали осадочный метод.

Пробы обрабатывали общепринятыми методами [Федоров, 1979]. Подсчет числа клеток фитопланктона проводили в камере Горяева в 2–4 повторностях на микроскопе Euler Professor 770T. За указанный период отобрано и обработано 117 количественных проб фитопланктона.

За исследуемый период в фитопланктоне р. Иртыш найдено 275 видовых и внутривидовых таксонов (ВВТ), относящихся к 9 отде-

лам: Cyanoprokaryota (34 ВВТ), Chrysophyta (17 ВВТ), Xanthophyta (3 ВВТ), Bacillariophyta (57 ВВТ), Dinophyta (5 ВВТ), Cryptophyta (2 ВВТ), Euglenophyta (17 ВВТ), Chlorophyta (129 ВВТ), Streptophyta (11 ВВТ).

Общая численность фитопланктона в период открытой воды 2014 г. изменялась в пределах 0,08–223,29 млн кл./л, биомасса – от 0,02 до 9,42 г/м³, составляя в среднем $14,51 \pm 3,93$ млн кл./л и $1,89 \pm 0,16$ г/м³ соответственно. Класс и разряд качества воды р. Иртыш не изменились по сравнению с предыдущим периодом исследований. По показателю биомассы фитопланктона [Оксиюк и др., 1993] вода Иртыша относится к 3 классу качества (удовлетворительной чистоты), разряду 3б (слабозагрязненная).

Общая численность фитопланктона в весенний сезон 2014 г. составляла $4,31 \pm 0,90$ млн кл./л, биомасса – $2,29 \pm 0,50$ г/м³. В начале весны наиболее активно вегетировали диатомовые водоросли и *Trachelomonas volvocina*. Затем в течение весеннего сезона обилие диатомовых, зеленых водорослей и цианобактерий плавно возрастало, а *Trachelomonas volvocina* – снизилось к середине мая.

Весной вклад Bacillariophyta в численность фитопланктона в среднем составлял 68,1 %, Chlorophyta – 19,9 %, Cyanoprokaryota – 9,9 % и Euglenophyta – 1,5 %. **Основную часть биомассы фитопланктона формировали Bacillariophyta (89,3 %), заметный вклад вносили Chlorophyta (7,2 %). Доля Euglenophyta в среднем составляла только 1,4 %, однако в апреле они формировали до 13,1 % общей биомассы.** Доля остальных отделов в общей биомассе фитопланктона незначительна и составляла в сумме не более 1,6 %.

С началом летнего сезона обилие диатомовых водорослей снижалось, а цианобактерий – возрастало. Доля цианобактерий летом в среднем составляла 83,7 % общей численности, достигая своего максимума (97,5 % общей численности) 3–4 сентября. Заметный вклад в формирование общей численности летнего фитопланктона вносили Chlorophyta (в среднем 8,8 %) и Bacillariophyta (7,5 %). На долю остальных отделов приходилось в сумме менее 0,2 %.

Общая численность фитопланктона летом изменялась в широких пределах: от 1,14 до 233,29 млн кл./л. Максимум численности,

обусловленный вспышкой развития *Aphanocapsa holsatica*, отмечался в начале сентября. Общая биомасса фитопланктона колебалась от 0,19 до 9,42 г/м³ и имела несколько пиков – в конце июня, середине июля и середине сентября. Небольшой пик биомассы в конце июня был вызван возрастанием численности диатомовых водорослей (*Synedra ulna*, *S. acus* var. *radians*), в июле – интенсивной вегетацией цианобактерии *Gomphosphaeria aponina*, в середине сентября – развитием зеленых водорослей.

Осенью 2014 г. общая численность фитопланктона изменялась в пределах 0,08–55,18 млн кл./л, биомасса – 0,02–3,30 г/м³. Максимум численности, обусловленный развитием *Aphanocapsa holsatica*, приходился на конец сентября, после чего общая численность фитопланктона плавно снижалась. Общая биомасса фитопланктона осенью имела два пика: первый, в конце сентября, вызван развитием диатомовых (*Stephanodiscus hantzschii*) и зеленых водорослей и второй, в конце октября, связан с усилением вегетации диатомей (*Synedra acus* var. *radians*, *Stephanodiscus hantzschii*) на фоне общего снижения как общей биомассы, так и численности фитопланктона.

Осенью в фитопланктоне по численности преобладали цианобактерии (в среднем 74,2 %), меньший вклад вносили зеленые (14,2 %) и диатомовые (11,2 %) водоросли. В формировании биомассы фитопланктона основную роль играли диатомовые водоросли, составляя в среднем 62,6 %. В отдельных пробах доля диатомей достигала 95,8 % общей биомассы фитопланктона. На втором и третьем местах находились зеленые водоросли (24,1 %) и цианобактерии (11,8 %). На долю остальных отделов в сумме приходилось менее 0,4 % численности и 1,6 % общей биомассы фитопланктона.

Весной 2015 г. общая численность фитопланктона составляла $3,20 \pm 0,55$ млн кл./л, биомасса – $1,39 \pm 0,12$ г/м³. Как и в 2014 г., в начале весны наибольшее обилие имели диатомовые водоросли и *Trachelomonas volvocina*. Максимум численности приходился на середину мая (6,04 млн кл./л) и был обусловлен ростом обилия цианобактерий, диатомовых и зеленых водорослей. К началу июня

обилие фитопланктона плавно снижалось, что связано со сменой доминирующего комплекса.

Вклад Bacillariophyta по численности в среднем составлял 28,1 %, Chlorophyta – 32,0 %, **Суанопрокариота** – 17,1 % и Euglenophyta – 13,9 %. Основную часть биомассы фитопланктона весной формировали Bacillariophyta (69,2 %), Chlorophyta (14,6 %) и Euglenophyta (8,1 %). Доля Chrysophyta составляла 5,6 %, вклад остальных отделов в общей биомассе фитопланктона незначителен (менее 2,5 %).

При сравнении полученных данных с результатами предыдущих исследований (1998–2003 гг.) была выдвинута нулевая гипотеза о принадлежности выборок, соответствующих двум периодам исследований, к одной генеральной совокупности. Поскольку распределение величин общей численности и биомассы фитопланктона не подчиняется нормальному закону, что подтверждается значениями коэффициентов асимметрии и эксцесса, проверку гипотезы осуществляли при помощи рангового непараметрического критерия Манна-Уитни (U-критерия), позволяющего сравнивать разномощные выборки, не налагая требования на нормальность распределения входящих в них случайных величин [Кобзарь, 2006]. Сравнение данных проводили по обилию и структуре фитопланктона. Под показателями обилия понимали общую численность и общую биомассу фитопланктона, в качестве показателей структуры использовали относительные численность и биомассу отделов. Выборки по численности и биомассе сравнивали независимо друг от друга, однако для большинства характеристик результат согласуется – в случае значимости отличий выборок по численности фитопланктона выявляется значимость отличий выборок по биомассе. Сравнение проводили на выборках по сезонам (весенний, летний, осенний). Достоверность отличий рассматривали на 1 и 5 % уровнях значимости.

Весной 2014–2015 гг. обилие фитопланктона Иртыша в районе г. Омска осталось на уровне периода предыдущих исследований (1998–2003 гг.), статистически значимые различия отсутствуют.

Установлено статистически значимое снижение обилия фитопланктона в летний и осенний периоды. Летом общая численность

уменьшилась по сравнению с прошлым периодом исследований на 2,35 млн кл./л. Полученное эмпирическое значение критерия ($U_{\text{эмп}}$) для выборки по численности фитопланктона летом равно 266 при $U_{\text{кр}01\text{т}} = 303$ и является значимым на 1 % уровне. Средние значения биомассы фитопланктона летом снизились на 0,91 г/м³, результат значим на 1 % уровне, $U_{\text{эмп}} = 196$ при $U_{\text{кр}01} = 214$.

Осенью произошло снижение среднего значения общей численности фитопланктона на 5,88 млн кл./л. Результат значим на 5 % уровне, $U_{\text{эмп}} = 46$ при $U_{\text{кр}05} = 47$. Биомасса фитопланктона снизилась в среднем на 1,64 г/м³, что достоверно на 1 % уровне значимости, $U_{\text{эмп}} = 30$ при $U_{\text{кр}01} = 32$.

В структуре фитопланктона Иртыша отмечены изменения, выражающиеся в снижении доли зеленых и увеличении доли эвгленовых водорослей в общей численности фитопланктона реки весной 2014 и 2015 гг. Вклад зеленых водорослей в общую численность фитопланктона весной снизился в среднем на 11,8 %, эвгленовых – возрос на 2,8 %, изменения значимы на 5 % уровне. Полученное эмпирическое значение критерия для выборки по относительной численности зеленых водорослей весной равно $U_{\text{эмп}} = 102$, для эвгленовых водорослей – $U_{\text{эмп}} = 94$ при $U_{\text{кр}05} = 113$. Вклад эвгленовых водорослей в общую биомассу фитопланктона в среднем возрос на 3,2 %. Выборки по относительной биомассе характеризовались значениями критерия $U_{\text{эмп}} = 83$ при $U_{\text{кр}01} = 90$, что свидетельствует о значимости установленных изменений на 1 % уровне. Увеличение доли эвгленовых водорослей в структуре фитопланктона указывает, по нашему мнению, на усиление загрязнения Иртыша легкоокисляемыми органическими веществами. Изменение доли цианобактерий и диатомовых водорослей в структуре фитопланктона реки не установлено.

Таким образом, обилие и структура фитопланктона среднего течения р. Иртыш в последние годы изменились. Поскольку первостепенной характеристикой, используемой при биоиндикации водного объекта, является структура фитопланктонных сообществ [Абакумов, 1991], статистически достоверная ее перестройка в 2014–2015 гг. указывает на объективные изменения экологического состояния р. Иртыш в последние годы.

Литература

Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Тр. междунар. симпоз. «Экологические модификации и критерии экологического нормирования». Л., 1991. С. 18–40.

Баженова О. П. Фитопланктон Верхнего и Среднего Иртыша в условиях зарегулированного стока. Омск: ОмГАУ, 2005. 248 с.

Баженова О. П. Оценка многолетних изменений экосистем верхнего и среднего Иртыша по показателям развития фитопланктона // Сибирский экологический журнал. 2006. Т. 13, № 6. С. 785–790.

Баженова О. П. Структура фитопланктона и сапробность вод верхнего и среднего Иртыша // Экология. 2007. Т. 38, № 2. С. 141–143.

Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. М.: Физматлит, 2006. 816 с.

Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Решетняк О. С., Косменко Л. С. Изменчивость состояния устьевых экосистем крупных рек России // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Тр. 4-й Всерос. науч. конф. с междунар. участием (Москва, 15–18 сент. 2015 г.). М., 2015. С. 249–252.

Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–76.

Руководящий документ 52.24.620–2000. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. 46 с.

Тулохонов А. К. Конфликты водопользования: глобальный и региональный аспекты // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов... М., 2015. С. 9–12.

Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: МГУ, 1979. 168 с.

RECENT ABUNDANCE AND STRUCTURE CHANGES OF PHYTOPLANKTON FOUND IN THE IRTYSH RIVER MIDDLE REACHES

Ya. I. Gulchenko, O. P. Bazhenova

Omsk State Agrarian University named after P. A. Stolypin

The article deals with the description of the structure and abundance of the Irtysh River phytoplankton studied near the city of Omsk during the open-water period of

2014–2015. A statistically significant decrease in phytoplankton total number and biomass of the Irtysh River in summer and autumn periods in comparison with the previous research period (1998–2003) was found out. The abundance of spring phytoplankton remains at the same level. Some changes of the river phytoplankton community structure characterized by a statistically significant decrease in Chlorophyta and increase in Euglenophyta number in the spring 2014 and 2015 was found out. Changes in the Cyanoprokaryota and Bacillariophyta number were not found statistically significant. The river phytoplankton structure reorganization indicates objective changes of the Irtysh River ecological status over the recent years.

ЭКОТОКСИЧНОСТЬ ВОД МОДЕЛЬНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ КАДМИЕМ

Е. Н. Бакаева^{1,2,3}, М. Н. Тарадайко³

¹ *Институт водных проблем РАН, Гидрохимический отдел,
г. Ростов-на-Дону*

² *Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону*

³ *Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону*

Приведены результаты исследований экотоксичности водных экосистем, полученные в ходе длительного натурального моделирования (мезоэкосмы) загрязнения кадмием. Данные гидробиологических индикационных исследований фитопланктона и биотестовых исследований с использованием автотрофных и гетеротрофных тест-объектов выявили отличие в их отклике на воздействие кадмия.

В последнее время увеличивается поступление тяжелых металлов в водные объекты. К числу опасных токсичных металлов относится кадмий, принадлежащий ко второму классу опасности. Учитывая особенности поведения в водных экосистемах и специфику метаболизма в живых организмах, последствия влияния кадмия на биологические системы можно считать непредсказуемыми [Белогова, 1999].

Одним из наиболее важных компонентов водных экосистем являются автотрофные организмы, наиболее широко представленные

фитопланктоном. Индикаторные свойства фитопланктона определяются не только фактом нахождения или отсутствия определенных видов, но и степенью их количественного развития, а также физиологическим состоянием. Поэтому представляется актуальным проведение экспериментальных исследований, моделирующих влияние различных концентраций кадмия в отличающихся друг от друга условиями экспериментальных экосистемах на гидробионтов, в том числе фитопланктон.

Качество водной среды, в которой обитают гидробионты, зависит от такого свойства воды, как токсичность. Токсичность как биологическая характеристика качества вод выявляется по воздействию исследуемой воды на гидробионтов методом биотестирования. Изучить закономерности влияния загрязняющих веществ на гидробионту позволяет метод натурального моделирования загрязнения, преимущества которого изложены в ряде работ [Бакаева, Никаноров, 2006; Трофимчук и др., 2010].

Цель настоящей работы заключалась в выявлении экотоксичности вод модельных экосистем, загрязненных кадмием, методом биоиндикации фитопланктона и методом биотестирования.

В исследовании использовались методы натурального моделирования загрязнения [Бакаева, Никаноров, 2006], гидробиологический анализ фитопланктона [Абакумов, 1983], оценка токсичности вод методом биотестирования с использованием в качестве тест-объектов гетеротрофных организмов-фильтраторов – дафний *Daphnia magna* и автотрофных организмов – зеленых микроводорослей *Scenedesmus obliquus* [РД 52.24. 566-94]. Задачи эксперимента заключались в изучении влияния кадмия на фитопланктон и токсичность вод в мезокосмах с различными вариантами внесения кадмия (табл. 1).

Объектом исследования служили модельные экосистемы – мезокосмы (М) объемом 4 м³, установленные в рыбноводном пруду, заполняемом водами р. Дон. Мезокосмы представляют собой пространственно изолированные объемы воды и донных отложений вместе с населяющими их гидробионтами, они имеют цилиндрическую форму; изолирующим материалом является полиэтилен.

Одним концом мезокосмы закреплялись у дна водоема, второй устанавливался на поплавках и шпалерах над поверхностью. Мезокосмы имеют те же, что и в материнской экосистеме, структуру водной толщи, ненарушенную структуру донных отложений, исходный химический состав воды, то же водное население. Общими или весьма близкими являются освещение, температура, давление, а также их градиенты и динамика [Бакаева, Никаноров, 2006; Трофимчук и др., 2010].

Длительность эксперимента составляла 25 суток. В работе дан анализ результатов по шести мезокосмам, один из них – контрольный (М1) без добавления кадмия. В остальные мезокосмы вносили различные его концентрации. Схема загрязнения мезокосмов кадмием приведена в табл. 1. ПДК для кадмия в воде рыбохозяйственных водоемов составляет 0,005 мг/л.

Таблица 1. Схема эксперимента

№ мезо-косма	Внесенные концентрации кадмия	Примечания
М1	0 ПДК	Контрольный мезокосм
М2	50 ПДК	Однократное внесение
М3	100 ПДК	Однократное внесение
М4	150 ПДК	Однократное внесение
М5	100 ПДК	Однократное внесение; без донных отложений
М6	50; 50; 50; ... ПДК (в сумме – 400 ПДК)	Многократное внесение

Отбор проб фитопланктона проводили через 2 часа после внесения кадмия (исх.*), далее на 1, 5, 8, 11, 14, 19 и 25-е сутки эксперимента. В период проведения эксперимента температура воздуха колебалась в пределах 16,6–35,6 °С, воды – от 21,5 до 26,8 °С, значения рН варьировались от 7,9 до 8,6.

Состояние фитопланктона мезокосмов, загрязненных кадмием. Результаты исследования фитопланктонных сообществ по воздействию различных вариантов концентраций и способов внесения кадмия представлены на рис. 1–6.

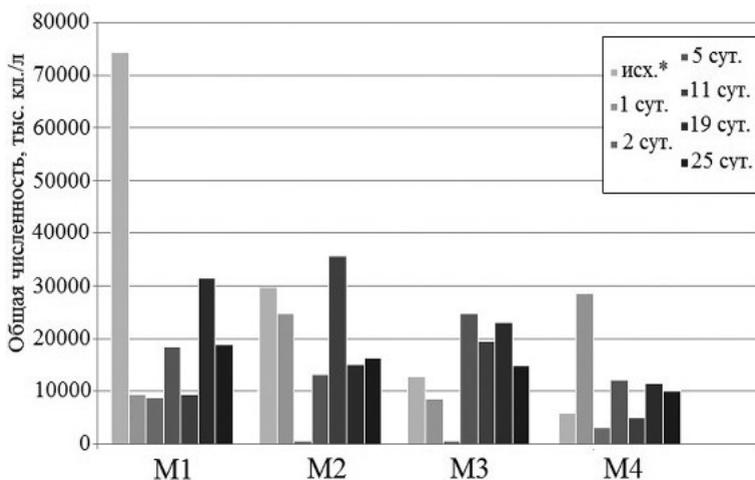


Рис. 1. Динамика численности фитопланктона в мезокосмах с различными концентрациями кадмия (см. табл. 1)

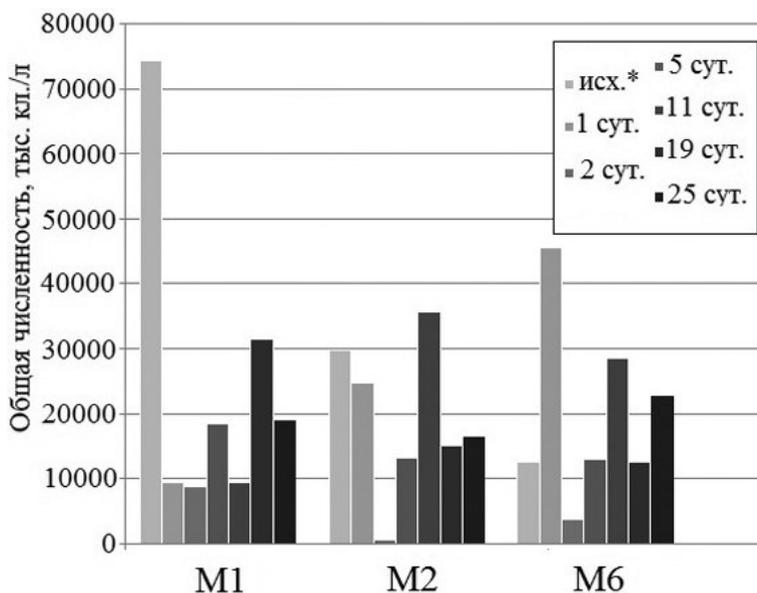


Рис. 2. Динамика численности фитопланктона в мезокосмах с разной кратностью внесения одинаковой концентрации кадмия

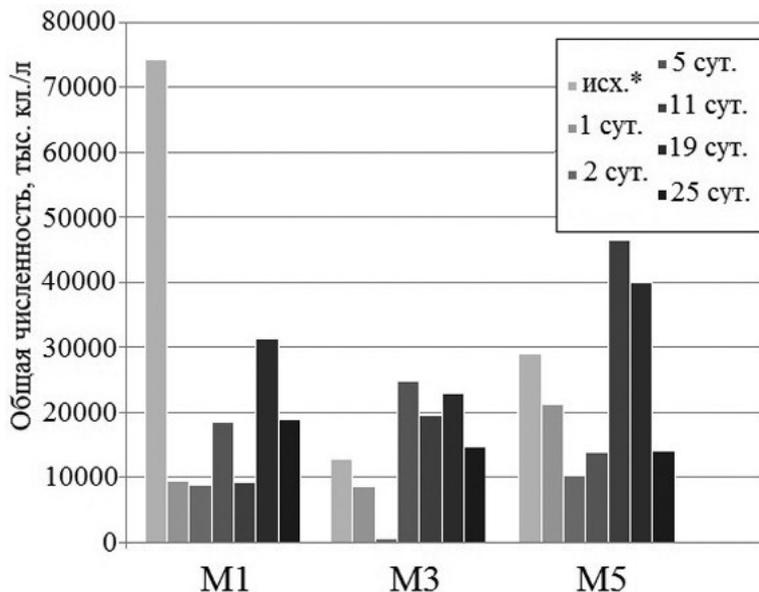


Рис. 3. Динамика численности фитопланктона в мезокосмах, сообщающихся (M3) и не сообщающихся (M5) с донными отложениями, с одинаковой концентрацией кадмия

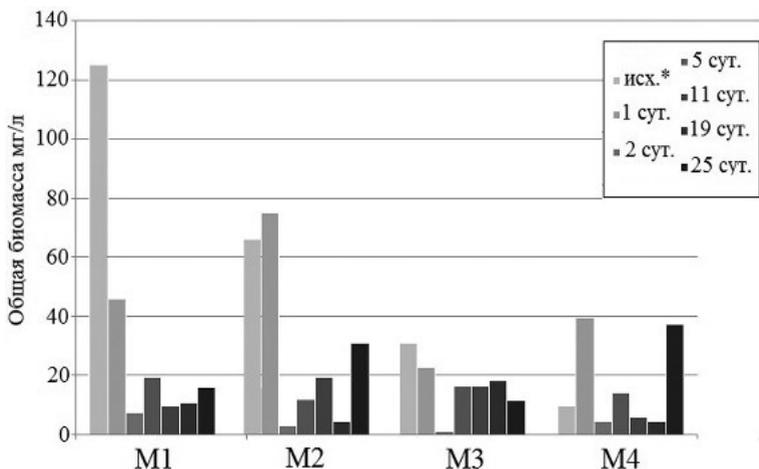


Рис. 4. Динамика биомассы фитопланктона в мезокосмах с различными концентрациями кадмия (см. табл. 1)

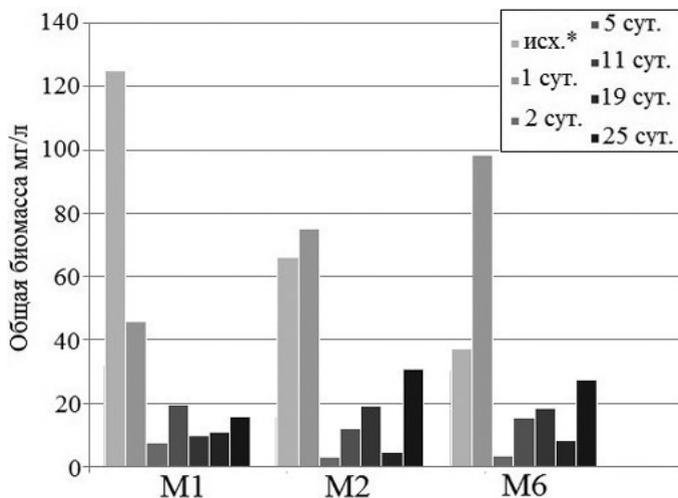


Рис. 5. Динамика биомассы фитопланктона в мезокосмах с разной кратностью внесения одинаковой концентрации кадмия

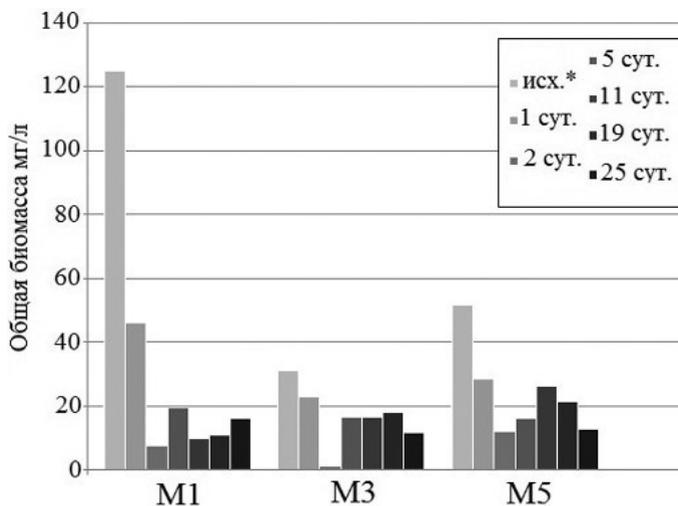


Рис. 6. Динамика биомассы фитопланктона в мезокосмах, сообщающихся (M3) и не сообщающихся (M5) с донными отложениями, с одинаковой концентрацией кадмия

Анализ результатов натурного модельного эксперимента позволил сделать следующие выводы:

– Подтверждено, что при однократном внесении кадмий оказывает негативное влияние на численность и биомассу фитопланктона при всех испытываемых концентрациях. Ингибирование развития фитопланктона усиливается с увеличением содержания кадмия и достигает максимальных отметок в М4 (150 ПДК).

– К концу эксперимента на 25-е сутки в М1, М2, М6 отмечено восстановление биомассы, близкой по своим значениям к контрольному мезокосму.

– Отсутствие ярко выраженного угнетающего действия кадмия на развитие фитопланктона можно объяснить влиянием слабой щелочности природной воды Нижнего Дона на вносимые соединения кадмия. Щелочная среда способствует снижению биодоступности кадмия [Никаноров, Жулидов, 1991]. По аналитическим данным на третьи сутки натурного эксперимента концентрации кадмия в мезокосмах были очень низки.

– Больших различий в динамике численности и биомассы фитопланктона за 25 суток эксперимента при разной кратности внесения одинаковой концентрации кадмия не обнаружено, что также может быть связано со снижением биодоступности кадмия в слабощелочной природной воде.

– Отсутствие связи водной части экосистемы с донными отложениями способствует более активному развитию фитопланктона.

Токсичность вод мезокосмов, загрязненных кадмием. Наряду с индикационными исследованиями фитопланктона проведена оценка токсического действия вод модельных экосистем на двух биотестах. Проведенные в течение 12 суток биотесты с дафниями выявили, что уже через один час после внесения кадмия отмечено токсическое действие вод во всех мезокосмах. Наибольшая токсичность проявилась в мезокосмах 3 и 4. Гибель дафний в тестируемой воде этих мезокосмов наступила всего через сутки, и острое токсическое действие сохранялось на протяжении 12 суток (табл. 2).

Анализ результатов биотестирования выявил отличие в отклике автотрофных и гетеротрофных тест-объектов. В отличие от фототро-

фов (*Scenedesmus obliquus*) организмы-фильтраторы (*Daphnia magna*) были более чувствительны к токсичности тестируемых вод всех мезокосмов на протяжении всего натурального эксперимента. Важно отметить весомое влияние донных отложений на снижение токсичности вод модельных водных экосистем при загрязнении кадмием.

Таблица 2. Токсичность вод мезокосмов с нагрузкой кадмия по выживаемости дафний, % от контроля

№ мезо-косма	1 час (исх. *)	1-е сутки	2-е сутки	3-и сутки	5-е сутки	7-е сутки	12-е сутки
M1	100 Нет ТД	100 Нет ТД	100 Нет ТД	100 Нет ТД	100 Нет ТД	100 Нет ТД	100 Нет ТД
M2	0** ОТД	0** ОТД	0** ОТД	0* ОТД	0** ОТД	0* ОТД	100 Нет ТД
M3	0*** ОТД	0** ОТД	0*** ОТД	0** ОТД	0*** ОТД	0*** ОТД	100 Нет ТД
M4	0*** ОТД	0** ОТД	0*** ОТД	0** ОТД	0*** ОТД	0*** ОТД	25 ОТД
M5	0** ОТД	0*** ОТД	0** ОТД	0* ОТД	0** ОТД	0** ОТД	0* ОТД
M6	0** ОТД	25** ОТД	0** ОТД	0* ОТД	0*** ОТД	0** ОТД	0* ОТД

Примечание. * – гибель на 3-и сутки; ** – гибель на 2-е сутки; *** – гибель в 1-е сутки.

Таким образом, отсутствие значительных отличий в воздействии кадмия на фитопланктон в натурном модельном эксперименте, вероятно, связано с быстрой потерей его биодоступности, обусловленной щелочностью, характерной для поверхностных вод бассейна Нижнего Дона.

Сравнительный анализ данных гидробиологического исследования фитопланктона и биотестовых исследований с тест-объектом из числа микроводорослей (*Scenedesmus obliquus*) показал отсутствие явно выраженного токсического действия тестируемых вод, загрязненных кадмием, на автотрофные организмы и большую чувствительность организмов-фильтраторов.

Наши дальнейшие исследования будут направлены на сравнительный анализ отклика планктонных сообществ (фито- и зоопланктона) на воздействие кадмия.

Литература

Абакумов В. А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 240 с.

Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. 240 с.

Белоногова Ю. В. Экологические последствия влияния тяжелых металлов на гидробионтов: Дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 1999.

Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.

РД 52.24.566-94 Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. М.: ФСР по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, 1994. 129 с.

Трофимчук М. М., Бакаева Е. Н., Сухоруков Б. Л. Фазовые портреты водных объектов при натурном моделировании экосистемных процессов // Вестник Южного научного центра РАН. 2010. Т. 6, № 2. С. 28–37.

ECOTOXICITY OF MODEL ECOSYSTEMS WATERS UNDER CADMIUM POLLUTION

E. N. Bakaeva^{1,2,3}, M. N. Taradayko³

¹ *Water Problems Institute of RAS, Hydrochemical department, Rostov-on-Don*

² *Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don*

³ *Southern Federal University, Rostov-on-Don*

The article presents the results of ecotoxicity aquatic ecosystems studies, obtained in the course of a long full-scale simulation (mesocosms) cadmium contamination. These hydro-biological indicator investigations of phytoplankton and bioassay studies using autotrophic and heterotrophic test objects revealed a difference in their response to exposure to cadmium.

ОРГАНИЗАЦИЯ И ПРОВЕДЕНИЕ БИОМОНИТОРИНГА ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ: ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ И ПЕРСПЕКТИВЫ

Н. В. Лямина, А. Г. Лямин

Институт природно-технических систем, г. Севастополь

Показана возможность использования амплитудных параметров поля биолюминесценции для целей биомониторинга планктонных

сообществ. Проведено исследование сезонных изменений вертикальной структуры интенсивности поля биолюминесценции (ПБ) в прибрежных водах г. Севастополя. Выявлены существенные отличия сезонных изменений интенсивности ПБ в поверхностном и глубинном слоях открытой акватории и объяснены причины, обуславливающие это явление.

Оперативный мониторинг морских акваторий относится к числу приоритетных направлений современной океанологии и прикладной экологии. При этом индикация только физико-химических параметров среды, которые могут оперативно определяться объективными методами, несмотря на неоспоримые достоинства в сравнении со многими биологическими методиками (изучения хромосомных aberrаций, выживаемости, модификации веса и т. д.), не может дать непосредственного ответа на вопрос о возможной реакции экосистем на воздействие поллютантов. Так, уровень полихлорбифенолов и радионуклидов в тканях гидробионтов различных трофических уровней может в 10^3 – 10^6 раз превосходить концентрацию этих веществ в морской воде [Поликарпов, 1964, 1977]. Подобная биоаккумуляция поллютантов затрагивает все системы жизнеобеспечения морских организмов и не может не отразиться на их функциональных характеристиках [Гительзон и др., 1992; Постникова, Кривошеин, 1994; Tokarev et al., 1999; Токарев, 2006].

Использование в качестве стресс-индикаторов различных тест-организмов малоэффективно, поскольку их видовая принадлежность зависит, помимо других факторов, от региона и времени проведения наблюдений [Howkins et al., 1994]. Важно применять методы мониторинга морской среды, результаты которого носили бы универсальный (интегральный) характер и могли служить показателем как хронологической структуры исследуемого ценоза, так и его физиологического состояния. При этом из всего многообразия реакций «поствоздействия» популяций наибольший интерес, несомненно, представляют те, которые, во-первых, проявляются уже в течение первых десятков минут после воздействия поллютанта и, во-вторых, определяются инструментальными методами регистрации наблюдаемых эффектов, в частности, биолюминесценции [То-

кареву, 2006; Tokarev et al., 1999]. Биоломинесценция – важный элемент функционирования пелагического сообщества, который может быть использован для экспресс-оценки его структурированности и функционального состояния [Harvey, 1952; Токарев, 2006; Tokarev et al., 2007; Лямина, 2014].

Исследование динамики характеристик биоломинесценции водной толщи актуально для выявления общих закономерностей функционирования планктонных сообществ, а также причин, вызывающих их изменчивость во времени и пространстве [Лямина, 2014]. Измерение параметров поля биоломинесценции (ПБ) фотического слоя и было положено в основу выполняемого биомониторинга прибрежных акваторий Севастополя, который стал логическим продолжением инструментальных наблюдений биоломинесценции у берегов Крыма, проводимых с октября 1965 г. [Битюков и др., 1967].

Материал и методы. В основе методов исследования лежат инструментальные измерения *in situ* в реальном масштабе времени амплитудных параметров ПБ и выяснение их сопряженности с фоновыми характеристиками среды. На каждой станции проводили одновременный отбор биологического материала в слоях экстремальных значений биофизических и гидрологических параметров. Достоверность полученных результатов определяется использованием аппаратных комплексов, прошедших метрологическую аттестацию, отвечающую международным стандартам [Лямина, 2014]. Весь материал по изменению интенсивности поля биоломинесценции и фоновых характеристик среды подвергали различным формам математической обработки с помощью методов одномерной и многомерной статистики.

Результаты и обсуждение. ПБ в Черном море формируется 36 видами водорослей *Dinophyceae*, а также тремя видами гребневиков, несколькими видами копепод и двумя родами светящихся бактерий [Токарев и др., 2002; Машукова и др., 2007]. Установлено, что доминирующая роль в свечении черноморских вод принадлежит *Dinophyceae*. Из них у 30 видов характеристики светоизлучения определены инструментально в условиях Черного моря сотрудниками отдела биофизической экологии Института морских биологических исследова-

ний им. А. О. Ковалевского РАН [Битюков и др., 1996; Токарев и др., 2003]. Важной группой светящихся организмов в Черном море являются гребневики *Pleurobrachia pileus* Müller 1776, а также сравнительно недавно появившиеся здесь *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 и *Beroe ovata* Mayer 1912 [Машукова и др., 2007].

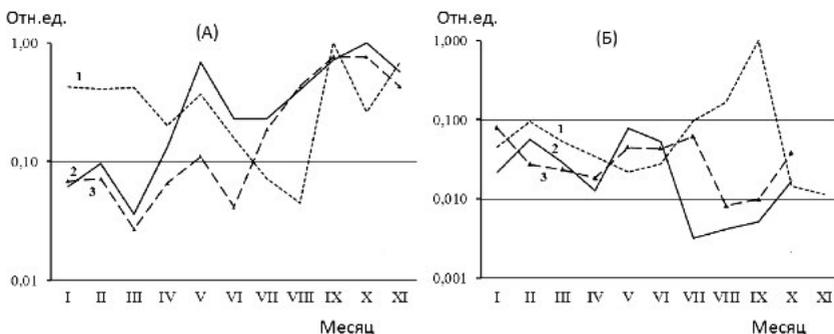
За период исследований в пробах фитопланктона, собранных в прибрежье Севастополя из 36 светящихся видов, известных для Черного моря [Токарев, 2006], было определено 14 видов, которые вносили значимый вклад в формирование суммарного потенциала поля биолюминесценции в неритической зоне, остальные встречались в пробах эпизодически: *Neoceratium furca* (Ehrenberg) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia 2009; *N. fusus* (Ehrenberg) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia 2009; *N. tripos* (O. F. Müller) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia 2009; *Protoperidinium crassipes* (Krofoid 1907) Balech 1974; *P. depressum* (Bailey) Balech 1974; *P. divergens* (Ehrenberg 1841) Balech 1974; *P. steinii* (Jørgensen) Balech 1974; *P. pallidum* (Ostenfeld 1899) Balech 1973; *P. pellucidum* Bergh 1882; *Scrippsiella trochoidea* (Stein 1883) Balech ex Loeblich III 1965; *Gonyaulax apiculata* (Pénard 1891) Entz 1904; *G. digitale* (Pouchet 1883) Kofoid 1911; *Noctiluca scintillans* Kofoid & Swezy 1921; *Lingulodinium poliedrum* (Stein 1883) Dodge 1989 [Битюков, 1968; Евстигнеев и др., 1993; Брянцева и др., 2009, 2010, 2012; Георгиева, 2012; Серикова и др., 2009, 2010, 2013].

Из них в бухтах Севастополя регулярно встречающимися в пробах были 4 вида: *N. fusus* (Ehrenberg) F. Gomez, D. Moreira & P. Lopez-Garcia 2009; *P. divergens* (Ehrenberg 1841) Balech 1974; *P. steinii* (Jørgensen) Balech 1974; *P. pellucidum* Bergh 1882 [Токарев и др., 2006; Серикова и др., 2013].

Основными светящимися видами зоопланктона в исследуемом регионе были: *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865; *Pleurobrachia pileus* Müller 1776; *Beroe ovata* Mayer 1912; *Oithona similis* Claus 1866 [Машукова и др., 2008; Темных и др., 2012].

Показано, что ПБ в Черном море существует повсеместно в любое время суток при существенных региональных и сезонных различиях. Интенсивность ПБ регистрировали, начиная от поверхности воды и до придонных глубин.

При анализе вертикальных профилей интенсивности ПБ открытой и закрытой акваторий моря выяснилось, что имеются две области повышенной интенсивности ПБ, сезонные процессы в которых протекают по различным закономерностям (рис.). В целом в поверхностных слоях исследованного региона сохраняются общие черты годовой динамики интенсивности ПБ.



Усредненные и нормированные на максимальное годовое значение сезонные изменения интенсивности ПБ в поверхностном слое (А) и придонном (глубинном) слое (Б):

1 – на ст. 1; 2 – на ст. 2; 3 – на ст. 3

Сезонные изменения интенсивности ПБ в поверхностном слое разных участков внутри Севастопольской бухты характеризуются достаточно высокой сопряженностью, что подтверждается высоким коэффициентом парной корреляции $r = 0,83$. Сопряженность сезонной изменчивости ПБ в поверхностном слое открытой и закрытой акваторий, напротив, характеризуется средним уровнем корреляционной связи ($r = 0,56-0,63$), что может свидетельствовать, в частности, о различном экологическом состоянии данных регионов.

Сезонная изменчивость вертикальной структуры ПБ в поверхностных слоях неритической зоны существенно отличается от таковой в глубинных слоях. Максимальная интенсивность ПБ в поверхностном слое прибрежных вод г. Севастополя зарегистрирована в осенний период (сентябре-октябре). В глубинном слое максимальная интенсивность ПБ зарегистрирована в открытой акватории моря на глубинах, расположенных ниже слоя термоклина.

Интенсивность ПБ в придонном слое Севастопольской бухты в этот период примерно на один-два порядка ниже, чем в открытой акватории.

Авторы выражают благодарность и признательность д. б. н., профессору Ю. Н. Токареву за ценные научные советы и замечания, консультации при разработке новых гипотез и требовательность к их апробации.

Литература

Битюков Э. П. Характеристика суточного ритма биолюминесценции *Noctiluca miliaris* (Flagellata, Peridinea) // Зоол. журн. 1968. Т. 47, вып. 1. С. 36–41.

Битюков Э. П., Рыбасов В. П., Шайда В. Г. Годовые изменения интенсивности биолюминесцентного поля в неритической зоне Черного моря // Океанология-7. 1967. № 6. С. 1089–1099.

Битюков Э. П., Василенко В. И., Серикова И. М., Токарев Ю. Н. Результаты и перспективы исследования биолюминесценции в Черном море // Экология моря. 1996. Вып. 45. С. 19–25.

Брянцева Ю. В., Крахмальний А. Ф., Горбунов В. П. Видовой состав динофлагеллят у берегов Севастополя // Актуальные проблемы современной альгологии: Тез. докл. IV Междунар. конф. К., 2012. С. 42–43.

Брянцева Ю. В., Токарев Ю. Н., Георгиева Е. Ю. и др. Сравнительная оценка состояния фитопланктона у берегов Севастополя в ноябре 2008 и 2009 гг. // Экологические проблемы Черного моря: Материалы Междунар. науч. конф., 28–29 октября 2010 г., Одесса. Одесса, 2010. С. 48–51.

Брянцева Ю. В., Лях А. М., Силаков М. И. Использование новых методов обработки данных по фитопланктону при проведении биофизического мониторинга // Риб. госп-во України. 2009. № 4 (63). С. 26–27.

Георгиева Е. Ю. Особенности суточной изменчивости фитопланктона северо-западного шельфа Черного моря в осенний период // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2012. Вып. 7. С. 191–197.

Гительзон И. И., Левин Л. А., Утюшев Р. Н. и др. Биолюминесценция в океане. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 283 с.

Евстигнеев П. В., Битюков Э. П., Околотков Ж. Е. Видовой состав и специфичность биолюминесценции водорослей *Dunorhuseae* // Ботан. журн. 1993. Т. 78, № 6. С. 1–15.

Лямина Н. В. Динамика параметров поля биолюминесценции в Черном море и их сопряженность с факторами среды: Дис. ... канд. биол. наук. Севастополь, 2014. 133 с.

Машукова О. В., (Бурмистрова) Лямина Н. В., Токарев Ю. Н. Роль динофлагеллят в формировании поля биоллюминесценции Черного моря // Современные проблемы рационального природопользования в прибрежных морских акваториях Украины: Тез. докл. Междунар. конф. молодых ученых (г. Севастополь, п. Качивели, 12–14 июня 2007 г.). Севастополь, 2007. С. 78–80.

Машукова О. В., Токарев Ю. Н., (Бурмистрова) Лямина Н. В. Характеристики светоизлучения черноморских гребневиков-вселенцев *Mnemiopsis Leidyi* (A. Agassiz) и *Beroe Ovata* (Eschscholtz) // Актуальные вопросы теоретической и прикладной биофизики, физики и химии «БФФХ-2008»: Материалы IV Всеукр. науч.-техн. конф., г. Севастополь, 21–26 апреля 2008. Севастополь, 2008. С. 157–160.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. Накопление и биологическое действие радиоактивных веществ. М.: Атомиздат, 1964. 295 с.

Поликарпов Г. Г. Накопление радионуклидов гидробионтами и его последствия // Океанология. Биология океана. Т. 2 / М. Е. Виноградов (ред.). М.: Наука, 1977. С. 331–332.

Постникова О. Н., Кривошеин Ю. С. Использование биоллюминесценции в экологическом мониторинге окружающей среды // Микробиол. журн. 1994. Т. 56, № 27. С. 99–100.

Серикова И. М., Токарев Ю. Н., Загородняя Ю. А., Василенко В. И. Биоллюминесценция как показатель пространственных измерений планктонных полей // Екологічні проблеми Чорного моря: Міжнар. наук.-практ. конф. Одеса, 2009. С. 207–209.

Серикова И. М., Брянцева Ю. В., Токарев Ю. Н. и др. Особенности сезонной динамики поля биоллюминесценции и биомассы светящихся динофлагеллят у Севастополя (2008–2009 гг.) // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. 2010. Спец. вип. Гідроекологія, № 3 (44). С. 230–234.

Серикова И. М., Брянцева Ю. В., Василенко В. И. Особенности сезонной динамики структуры поля биоллюминесценции и ее сопряженность с параметрами динофитовых водорослей // Мор. экол. журн. 2013. Т. 12, № 4. С. 87–95.

Темных А. В., Токарев Ю. Н., Мельников В. В., Загородняя Ю. А. Суточная динамика и вертикальное распределение пелагических *Soropoda* в открытых водах у юго-западного Крыма (Черное море) осенью 2010 г. // Мор. экол. журн. 2012. Т. 11, № 2. С. 75–84.

Токарев Ю. Н. Основы биофизической экологии гидробионтов. Севастополь: Экокси-гидрофизика, 2006. 342 с.

Токарев Ю. Н., Битюков Э. П., Василенко В. И. и др. Биофизические методы гидробиологических исследований. Ч. I. Методика изучения биоллюминесцентного потенциала пелагиали // Экологическая безопасность прибрежной и

шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. науч. тр. / НАН Украины, МГИ, ОФ ИнБИОМ. Севастополь, 2002. Вып. 2 (7). С. 111–121.

Токарев Ю. Н., Битюков Э. П., Василенко В. И. и др. Видовое разнообразие планктонных биолюминесцентных в Черном море и характеристики формируемого ими поля биолюминесценции в неритической зоне Крыма // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (Черноморский сектор) / Ред. В. Н. Еремеева, А. В. Гаевская. Севастополь, 2003. С. 121–151.

Токарев Ю. Н., Мельников В. В., Евстигнеев П. В. и др. Биолюминесценция океана: история исследований, развитие методической базы, нерешенные проблемы // Экология моря. 2006. Вып. 72. С. 92–102.

Harvey E. N. Bioluminescence. N.-Y.: Acad Press., 1952. 649 p.

Hawkins S. J., Proud S. V., Spense S. K. et al. From the individual to the community and beyond: water quality stress indicators and key species in coastal ecosystems // D. W. Sutcliffe (ed.). Water quality and stress indicators in marine and fresh water ecosystems: linking levels of organisation (Individual. Populations. Communities). Plymouth: UK, 1994. P. 35–62.

Tokarev Yu. N., Evstigneev P. V., Vasilenko V. I. et al. Bioluminescence of plankton organisms as an index of the neritic aquatoria pollution // Proceedings of the Eighth Intern. Conf. on the Mediterranean Coastal Environment, MED-COAST 07, 13–17 November 2007, Alexandria, Egypt, Middle East Technical University, Ankara, Turkey. V. 2. P. 925–936.

Tokarev Yu.N., Bityukov E.P., Williams R. et al. The bioluminescence field as an indicator of the spatial structure and physiological state of the planktonic community at the Mediterranean sea basin // P. Malanotte-Rizzoli, V. N. Eremeev (eds.). The eastern Mediterranean as a laboratory basin for the assessment of contrasting ecosystems. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. P. 407–416.

ORGANIZATION OF COASTAL WATERS BIOMONITORING: EXPERIENCE OF ITS APPLICATION AND PROSPECTS

N. V. Lyamina, A. G. Lyamin

Institute of Natural and Technical Systems, Sevastopol

The paper deals with the possibility of using bioluminescence field parameters for the purposes of plankton communities' biomonitoring. The seasonal changes of the vertical structure of bioluminescence field (BF) intensity in the coastal waters of the city of Sevastopol were studied. The key distinction of the seasonal changes of the BF intensity in the superficial and deep sheets of open sea was found and the reasons for this phenomenon were explained.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕК г. ПЕТРОЗАВОДСКА

Е. М. Макарова, Е. В. Теканова

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН

Качество вод в реках г. Петрозаводска было исследовано микробиологическими методами. Индикаторами загрязнения послужили количественные показатели различных групп гетеротрофных бактерий. По результатам отбора проб 2014 г. реки Неглинка и Лососинка оценены как сильно загрязненные. Высокое содержание углеводородоокисляющих бактерий свидетельствовало о загрязнении воды нефтепродуктами. Большое количество бактерий группы кишечной палочки указывало на загрязнение фекального происхождения.

Реки г. Петрозаводска – Лососинка и Неглинка – относятся к категории «малые реки», где объем воды ограничен и любое антропогенное влияние проявляется значительно быстрее, чем в крупных водных объектах [Литвиненко и др., 2011]. Воды малых урбанизированных рек гумидной зоны отличаются большим содержанием гумусных веществ, низкой минерализацией, слабокислой реакцией среды [Тимакова, Янkelович, 2006]. Загрязнение городских рек идет довольно быстро, так как кроме возможных точечных сбросов сточных вод происходит постоянное поступление в воду терригенного городского стока. В результате малые городские реки перестают выполнять рекреационную функцию. В связи с этим актуальность приобретают исследования состояния городских рек по микробиологическим показателям.

В системе оценки экологического состояния водных экосистем индикаторы состояния бактериоценозов занимают немаловажное место [Оксиюк и др., 1993; Тимакова, 2011]. Бактерии играют значительную роль в процессах утилизации веществ различного происхождения. Высокая скорость метаболизма бактерий определяет их быструю реакцию на меняющиеся условия среды. В связи с этим микробиологические показатели были использованы для оценки со-

стояния городских рек Лососинки и Неглинки. Были проведены сезонные наблюдения за бактериальными сообществами, на основе которых исследована степень загрязнения рек органическим веществом и дана оценка их санитарно-бактериологического состояния.

В 2014 г., с мая по ноябрь, ежемесячно на различных участках изучаемых рек было отобрано 56 проб (пять точек отбора – на р. Лососинке, три точки отбора – на р. Неглинке). Изучались следующие показатели эколого-санитарного состояния воды: общая численность микроорганизмов (ОЧ), сапрофитные бактерии (СБ), олигокарбофильные (ОКБ) и углеводородокисляющие (УОБ) бактерии, общее микробное число (ОМЧ), бактерии группы кишечной палочки (БГКП) – показатели фекального загрязнения и возможной контаминации воды патогенными бактериями кишечной группы.

Результаты исследования показали, что в воде р. Лососинки ОЧ на протяжении изучаемого участка реки колебалась в пределах 0,6–3,31 млн кл/мл, в воде р. Неглинки – в пределах 0,6–15 млн кл/мл.

Количественные показатели сапрофитных микроорганизмов в бактериоценозах р. Лососинки были в среднем ниже, чем в р. Неглинке, что свидетельствует о меньшем загрязнении ее воды органическим веществом. В воде р. Лососинки некоторое снижение количества сапрофитной бактериофлоры наблюдается поздней весной (до 1,5 тыс. КОЕ/мл) и летом (до 5,2 тыс. КОЕ/мл). Увеличение их численности осенью (до 8,9 тыс. КОЕ/мл) может быть связано как с возрастанием концентрации органического вещества вследствие отмирания биоты (октябрь), так и с поступлением терригенного стока в дождливый осенний период. На р. Неглинке с повышением температуры в весенне-летний период увеличивается численность сапрофитов (до 196 тыс. КОЕ/мл). К осени идет снижение концентрации лабильного органического вещества, о чем свидетельствуют низкие показатели развития сапрофитов.

Важную часть исследований представляет оценка показателей патогенной микрофлоры. Фекальное загрязнение воды устанавливается по наличию бактерий группы кишечной палочки. Показатели их численности используют для оценки безопасности природных вод для питьевого и рекреационного назначения, т. е. для

здоровья человека. Огромное количество таких бактерий было обнаружено в руслах городских рек. Санитарно-бактериологические показатели на разных участках рек изменялись в пределах: ОМЧ от 30 до 7880 – на р. Лососинке и от 12 до 150 100 – на р. Неглинке, а БГКП от 1,69 тыс. до 340 тыс. кл/л – на р. Лососинке и от 328 кл/л до 3,5 млн кл/л – на р. Неглинке. Высокая численность бактерий группы кишечной палочки связана, по-видимому, с интенсивным поступлением в русло рек ливневых стоков города. В целом санитарно-гигиенические показатели воды Лососинки и Неглинки превышают предельно допустимые нормы для водоемов рекреационного использования [СанПиН, 2000].

Особое внимание было уделено изучению групп углеводородокисляющих бактерий. При этом показатели состояния рек сравнивали с фоновыми (условно чистыми) участками природных вод, а именно с центральной частью Онежского озера. Оказалось, что численность углеводородокисляющих бактерий (141 КОЕ/мл) в верховье р. Неглинки (за пределами г. Петрозаводска) сопоставима с аналогичными показателями центрального района Онежского озера (185 КОЕ/мл). В то же время численность этой группы бактерий в воде городских участков обеих рек превышала фоновые показатели в 4–20 раз, что свидетельствует о высокой загрязненности городских участков рек нефтепродуктами.

По результатам микробиологического анализа, реки г. Петрозаводска относятся к загрязненным или даже грязным водотокам, подверженным фекальному и нефтяному типам загрязнений. Их использование в целях рекреации (купание, питьевые цели) недопустимо.

Литература

Литвиненко А. В., Богданова М. С., Карпечко В. А. и др. Водные ресурсы Карелии: основные проблемы рационального использования и охраны // Тр. КарНЦ РАН. 2011. № 4. С. 12–19.

Оксюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–76.

СанПиН 2.1.5.980-00 2.1.5. Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. 2000.

Тимакова Т. М. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Онежского озера // Социально-экономические аспекты устойчивого развития человечества: Материалы I Междунар. науч.-практ. конф. (Москва, Пенза, 13–14 мая 2010 г.) / Ред. И. И. Маслова, С. А. Коркина. М.: Академия МНЭПУ, 2010. С. 91–98.

Тимакова Т. М., Янkelович Т. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Онежского озера // Северная Европа в XXI веке: природа, культура, экономика. Т. 1. Материалы Междунар. конф., посвящ. 60-летию КарНЦ РАН (24–27 октября 2006 г.). Секция «Биологические науки». Секция «Науки о Земле». Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. С. 307–310.

SEASONAL DYNAMICS OF MICROBIOLOGICAL PARAMETERS IN PETROZAVODSK RIVERS

E. M. Makarova, E. V. Tekanova

Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

The paper describes the seasonal dynamics of abundance of different groups of bacteria in the rivers of Lososinka and Neglinka. Different functional groups of heterotrophic bacteria were used as indicators of water pollutants in the studied rivers. A great number of them proved that the rivers were polluted with oil products and organic matter.

СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА ПЕТРОЗАВОДСКОЙ ГУБЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В ЗИМНИЙ ПЕРИОД

Ю. Ю. Фомина, М. Т. Сярки

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН

Исследовано современное состояние зоопланктона Петрозаводской губы Онежского озера в зимний период. Представлены видовой состав, численность, биомасса и вертикальное распределение в толще воды.

В настоящее время все большее внимание экологов направлено на проблему влияния изменения климата на пресноводные экосистемы. Длительное потепление климата может изменить обменные процессы и физические свойства среды в озерах, например, увеличить тем-

пературу поверхности воды и безледоставный период, повлиять на уровень воды, ветровой режим, температурную стратификацию и др. [Hampton et al., 2014, 2015]. За последние 60 лет продолжительность «биологического лета» в северных озерах увеличилась на 10–14 суток. В Онежском озере продолжительность безледоставного периода возросла на 12 дней [Филатов и др., 2012]. Такие изменения вызывают фенологические сдвиги важных биологических процессов, что может привести к перестройке в пищевой цепи на разных трофических уровнях и существенно изменить поток углерода в экосистемах [Hampton et al., 2015]. Актуальным является исследование зимнего состояния планктона подо льдом.

Зоопланктон Онежского озера, в том числе и Петрозаводской губы, изучался со второй половины XIX в. В настоящее время достаточно хорошо описан его видовой состав, доминантные виды, размерная структура, количественные показатели, экология и биоресурсный потенциал [Поливанная, 1950; Смирнова, 1972; Сярки, 2008]. Однако в связи с трудностями подледных полевых исследований зимнее состояние зоопланктона изучено еще недостаточно. Последние подробные зимние съемки проводились в 60-х годах прошлого века [Филимонова, 1974]. В рамках Российско-Швейцарского многодисциплинарного проекта задачей исследований было изучить особенности зоопланктонного сообщества Онежского озера в зимний период.

Для оценки зимнего состояния зоопланктона Онежского озера в 2016 г. была отобрана серия проб на станциях в центральной части Петрозаводской губы Онежского озера. Сбор материала осуществлялся планктонной сетью Джеди по стандартным горизонтам: 0–5 м, 5–10 м, 10–15 м, 15–20 м, 20–30 м. Обработка проб осуществлялась по общепринятой методике [Методические рекомендации..., 1984; Методика..., 2011].

В период исследования в подледном зоопланктоне Петрозаводской губы Онежского озера отмечено 15 видов и родов рачков и коловраток: *Limnocalanus macrurus* (Sars 1863), *Eudiaptomus gracilis* (Sars 1863), *Mesocyclops leuckarti* (Claus 1857), *Thermocyclops oithonoides* (Sars 1863), *Megacyclops gigas* (Claus 1857), *Daphnia* (*Daphnia*) *cristata* (Sars 1862), *Kellicottia longispina* (Kellicott

1879), *Keratella cochlearis* (Gosse 1851), *Keratella quadrata* (Müller 1786), *Notholca cinetura* (Skorikov 1914), *Polyarthra vulgaris* (Carlin 1943), *Cyclops* sp., *Asplanchna* sp., *Synchaeta* sp. В целом по структуре зимний зоопланктон каланоидно-циклопоидный. Группа *Calaniformes* составляла 56 % по биомассе и 48 % по численности, а группа *Cyclopiformes* – 42 % и 43 %, соответственно. Количество ветвистоусых рачков и коловраток незначительно (рис. 1).

В подледный период в связи с неблагоприятными для жизни планктона условиями (низкая температура, отсутствие света и корма) количественно зоопланктон крайне малочислен. Численность варьировала от 0,3 до 0,7 тыс. экз./м³, в среднем по станции 0,43 тыс. экз./м³, а биомасса – от 0,01 до 0,03 г/м³, в среднем по станции 0,02 г/м³.

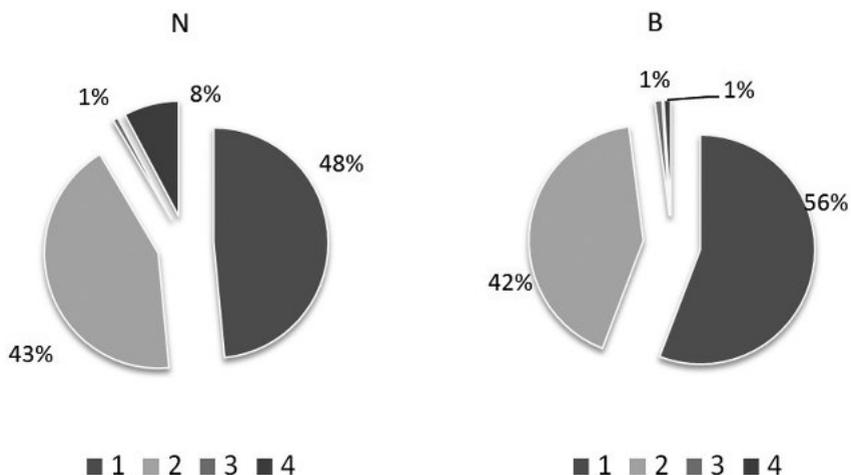


Рис. 1. Структура зоопланктона в зимний период по численности и по биомассе:

1 – *Calaniformes*, 2 – *Cyclopiformes*, 3 – *Cladocera*, 4 – *Rotifera*

Более высокая плотность зоопланктеров в столбе воды отмечена в слое от 15 до 30 м прежде всего за счет высокой численности *Eudiaptomus gracilis* (рис. 2) и *Limnocalanus macrurus*, возможно, крупные веслоногие рачки находятся в стадии покоя.

В верхнем пятиметровом слое, с благоприятными пищевыми и кислородными условиями, в основном преобладают науплии группы *Calaniformes* (рис. 2). Взрослые рачки группы *Cyclopiformes*, их науплиальные и копеподитные стадии распределены в толще более равномерно. Свет, температура, концентрация пищи, а также уклонение от хищников может быть причиной вертикальной миграции зоопланктона подо льдом [Cunningham, 1972]. Согласно Е. Ю. Митрофановой и О. С. Бурмистровой [2007], распределение зоопланктона в водной толще обусловлено механическим фактором, связанным с циркуляцией воды. Отмечено, что данное явление наблюдается в озерах умеренной зоны, например, в Телецком, Глубоком и Байкале.

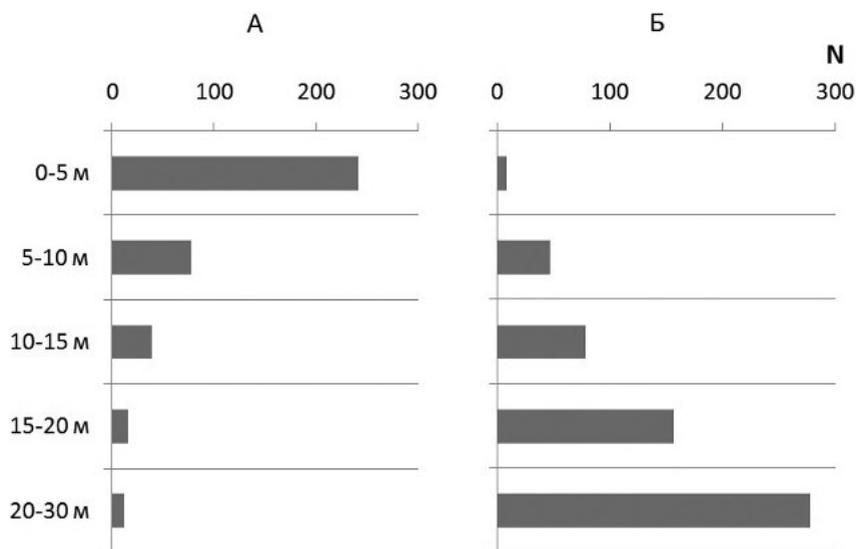


Рис. 2. Вертикальное распределение по численности (экз./м³):

А – науплий *Calaniformes*, Б – *Eudiaptomus gracilis*

Подледный зоопланктон Петрозаводского залива Онежского озера в исследованный период характеризовался низкими видовым богатством, численностью и биомассой. В составе преобладали веслоногие рачки. Полученные данные согласуются с результатами

предыдущих исследований зимнего подледного состояния зоопланктона и уточняют их.

Работа выполнена в рамках российско-швейцарского многодисциплинарного проекта «Lake Ladoga: life under ice interplay of under-ice processes by global change».

Литература

Методика комплексного гидрохимического и биологического исследования качества вод и состояния водных и околотовных экосистем: Методическое руководство. Ч. 1: Полевые исследования / Под ред. Т. И. Моисеенко. Тюмень: Тюменский гос. ун-т, 2011. 63 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов в гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция / Под ред. Г. Г. Винберг, Г. М. Лаврентьева. Л.: ГосНИОРХ, 1984. 33 с.

Митрофанова Е. Ю., Бурмистрова О. С. Разнообразие и обилие подледного планктона как показатели функционирования экосистемы глубокого олиготрофного Телецкого озера // МНКО . 2007. № 3. С. 31–34.

Поливанная М. Ф. Материалы к познанию зоопланктона Онежского озера: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 1950. 18 с.

Смирнова Т. С. Планктонные коловратки и ракообразные // Зоопланктон Онежского озера. Л., 1972. С. 126–233.

Сярки М. Т. Зоопланктон // Биологические ресурсы Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2008. С. 54–67.

Филатов Н. Н., Назарова Л. Е., Георгиев А. П. и др. Изменения и изменчивость климата европейского Севера России и их влияние на водные объекты // Арктика: экология и экономика. 2012. № 2 (6). С. 80–93.

Филимонова З. И. Зоопланктон Петрозаводской губы Онежского озера // Охрана и использование водных ресурсов Карелии. Петрозаводск: Карельск. фил. АН СССР, 1974. С. 212–247.

Cunningham L. Vertical migrations of Daphnia and copepods under the ice // Limnol. Oceanogr. 1972. V. 17. P. 301–303.

Hampton S. E., Gray D. K., Izmet'eva L. R. et al. The rise and fall of plankton: long-term changes in the vertical distribution of algae and grazers in Lake Baikal, Siberia // PLoS ONE. 2014. V. 9, Issue 2. P. 1–10.

Hampton S. E., Moore M. V., Ozersky T. et al. Heating up a cold subject: prospects for under-ice research in lakes // Journal of Plankton Research. 2015. V. 37. P. 277–284.

ZOOPLANKTON OF PETROZAVODSK BAY OF ONEGO LAKE IN WINTER

Yu. Yu. Fomina, M. T. Syarki

Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

The paper deals with the condition of zooplankton found in Petrozavodsk bay of Lake Onego and studied in winter period of 2016. The article contains the description of the species composition, abundance, biomass and vertical distribution in the water column.

КРИПТОГАМНЫЕ МАКРОФИТЫ ПСКОВСКО-ЧУДСКОГО ОЗЕРА

К. Б. Михайлова, Д. Н. Судницына

Псковское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»

В составе макрофитов трансграничного Псковско-Чудского озера кроме высших сосудистых растений (цветковых и споровых) обнаружены мхи и крупные водоросли, которые принято называть криптогамными. Всего выявлено 23 вида, из которых 4 вида мхов, 2 вида печёночников и 17 видов водорослей из четырех отделов. Преобладают харовые водоросли (6 видов). Из редких макроскопических водорослей в Псковско-Чудском озере обнаружены 2 вида красных водорослей (*Rhodophyta*): лягушечник (*Batrachospermum gelatinosa*) в Раскопельском заливе и на эстонской стороне озера бангия (*Bangia atropurpurea*).

В гидрботанике макрофитами называют «крупные, видимые невооруженным глазом, растения, независимо от их систематического положения и экологической приуроченности. К макрофитам относятся как высшие растения, так и крупные многоклеточные водоросли» [Папченков, 2003]. В водных экосистемах макрофиты выполняют множество экологических, санитарно-гигиенических и информационных функций: пищевую, средозащитную, аккумуляционную, минерализационную, детоксикационную, противозэрозий-

ную и пр. [Власов, Гигевич, 2002]. Самой главной из них является средообразующая. Макрофиты формируют среду обитания для многих групп водных организмов: рыб, беспозвоночных животных, водоплавающих птиц и др.

Макрофиты Псковско-Чудского озера изучались sporadически с 50-х годов прошлого столетия [Иванов, 1966; Тувикене, 1966; Недоспасова, 1970; Мьяеметс, 1983; Судницына, 1989]. В 2005 г. на эстонской стороне озера, а в 2007 г. на российской макрофиты были включены в объекты экологического мониторинга этого водоема. Наблюдения за развитием водной растительности в Псковско-Чудском озере показали, что в ее составе кроме высших сосудистых растений значительное участие принимают макроскопические многоклеточные водоросли, печеночники и зеленые мхи, которых называют криптогамными макрофитами [Чемерис, Бобров, 2006].

Криптогамные макрофиты встречаются во всех водоемах, где иногда являются основными первичными продуцентами. Разрастаясь в больших количествах, макроскопические водоросли и мхи могут существенно изменить условия среды (уменьшить свет, содержание кислорода, питательных веществ, повысить температуру, рН и др.). Как отмечают некоторые авторы [Чемерис, Бобров, 2006], за рубежом макроводоросли и водные мохообразные изучаются наряду с сосудистыми растениями давно и разносторонне, чего нельзя сказать об отечественной гидробиологии.

В списках макрофитов первых исследователей флоры Псковско-Чудского озера отмечен только 1 вид харовых водорослей (*Chara* sp.), хотя макроскопические размеры имеют представители разных отделов водорослей: синезеленые, зеленые, красные и др., и из мохообразных – 1 вид мхов фонтиналис противопожарный (*Fontinalis antipyretica* DC. var. *antipyretica*).

Нами за период с 2005 по 2015 г. в составе водной растительности Псковско-Чудского озера выявлено 23 вида криптогамных макрофитов: 17 видов водорослей и 6 видов мхов (табл.).

Как видно из данных табл., в составе криптогамных макрофитов по числу видов преобладают зеленые (30,4 %) и харовые водоросли (26,1 %).

Криптогамные макрофиты Псковско-Чудского озера

Отделы	Число видов	% от общего числа
<i>Cyanophyta/Сyанопрокарыота</i>	2	8,7
<i>Charophyta</i>	6	26,1
<i>Chlorophyta</i>	7	30,4
<i>Rhodophyta</i>	2	8,7
<i>Bryophyta</i>	4	17,4
<i>Marschantiophyta</i>	2	8,7
Итого	23	100

Среди зеленых водорослей (*Chlorophyta*) наибольшее распространение имеют виды кладофоровых водорослей, особенно *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. Все виды высших водных растений и прибрежные валуны во всех частях озера, особенно в маловодные годы, оказываются покрыты скоплениями этих водорослей.

Неприкрепленные нити зеленых водорослей, всплывая, формируют «маты», распростертые по поверхности воды. В южной части Псковского озера в маловодный 2007 г. в штилевую погоду сообщества всплывших водорослей-макрофитов (преимущественно кладофоры) располагались на обширных территориях (до 500 м²) с проектным покрытием 100 %.

В 2014–2015 гг. среди макроскопических зеленых водорослей повышенной встречаемостью выделялись виды родов *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Ulothrix*, которые в 2006–2010 гг. встречались очень редко. Впервые в 2015 г. в прибрежной зоне Чудского озера близ д. Кунесть обнаружена *Chaetophora incrassata* (Hudson) Hazen, кустиковидные слоевища которой на крупных камнях достигали высоты 5 см.

Харовые водоросли (*Charophyta*) в Псковско-Чудском озере представлены 6 видами, относящимися к 3 семействам.

По литературным данным [Голлербах, Красавина, 1983], харовые водоросли чаще всего поселяются на илистых грунтах на значительной глубине (1–5 м). По нашим наблюдениям (2006–2015 гг.), харовые водоросли встречались лишь на песчаных мелководьях единичными невысокими кустиками на глубине 0,2–0,5 м. Только в Раскопельском заливе Чудского озера один вид *Nitellopsis obtuse* (Desv.) Gr. встречался на значительной глубине (до 2 м), образуя чистые заросли (однови-

довые сообщества). Еще одно сообщество харовых водорослей с рдестом гребенчатым выявлено в северо-восточной части Чудского озера. Отсутствие харовых водорослей на глубине, возможно, связано с низкой прозрачностью воды в летний период из-за ежегодного «цветения» воды, которое вызывают синезеленые водоросли [Ястремский, 2011].

Встречаемость харовых водорослей в последние годы увеличивается (с 14 до 65 %) [Псковско-Чудское озеро, 2012]. Только на станциях мониторинга (российская сторона) в 2007 г. выявлено 3 местонахождения, в 2014 г. – 7, в 2015 г. – 8 местонахождений.

Из макроскопических синезеленых водорослей (*Cyanoprokaryota*) широкое распространение в озере, особенно в его южной части (Псковском озере), имеет глеотрихия гороховидная (*Gloeotrichia pisum* (Ag.) Thur), **многочисленные шаровидные объединения колоний** которой достигают 0,5–1 см в диаметре. Она поселяется как на погруженных в воду гидрофитах, так и на воздушно-водных растениях (гелофитах). Из гелофитов она обрастает стебли камыша и придаточные корни на стеблях тростника. Особенно мощные обрастания были зафиксированы в 2014 г. на рдестах и урути в Псковском озере.

В 2015 г. в Чудском озере (восточный берег) на камнях и на песке обнаружены шаровидные мелкобугорчатые очень крепкие колонии оливково-бурой окраски *Sphaeronostoc zetterstedtii* (Aresch.) Elenk., достигающие в поперечнике 3 см и более.

Из редких макроскопических водорослей в Псковско-Чудском озере обнаружены 2 вида красных водорослей (*Rhodophyta*): лягушечник (*Batrachospermum gelatinosa* (L.) DC.) в **Раскопельском заливе** Чудского озера и на эстонской стороне озера – бангия (*Bangia atropurpurea* (Roth.) C. Agardh). В Эстонии она встречается только в солоноватой воде [Псковско-Чудское озеро, 2012].

Водные мхи из отдела *Bryophyta* и печеночники (отдел *Marschantiophyta*) представлены 6 видами, относящимися к 4 семействам.

Обобщая изложенное, следует отметить, что криптогамные макрофиты – важный элемент пресноводных экосистем. Эта малоизученная группа растений имеет большое практическое значение в функционировании экосистемы Псковско-Чудского водоема и требует внимания и дальнейшего изучения.

Литература

Власов Б. П., Гигевич Г. С. Использование высшей водной растительности для оценки и контроля за состоянием водной среды: Методические рекомендации. Минск: БГУ, 2002. 84 с.

Голлербах М. М., Красавина Л. К. Харовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 14. Л.: Наука, 1983. С. 169.

Папченков В. Г. Доминантно-детерминантная классификация водной растительности // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8–12 апр. 2003 г). Рыбинск; М., 2003. С. 118–125.

Псковско-Чудское озеро. Тарту, 2012. 480 с.

Чемерис Е. В., Бобров А. А. Криптогамные макрофиты в водных экосистемах: разнообразие, сообщества, экологическая роль // Материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам «Гидробиотаника 2005» (пос. Борок, 11–16 окт. 2005 г.). Рыбинск, 2006. С. 71–86.

Астремский В. В. Многолетние изменения структуры и продуктивности фитопланктона в пелагиали Чудско-Псковского озера // Исследования экосистем крупных рыбопромысловых водоемов Северо-Запада России. СПб., 2011. С. 57–81.

CRYPTOGAMOUS MACROPHYTES OF LAKE PEIPSI

K. B. Michailova, D. N. Sudnicina

Pskov Department of the Institute of Lake and River Fishery

Cryptogamous plants were discovered during the study of macrophytes structure of Lake Peipsi. The total number of revealed species is 23 including 4 types of mosses, 2 types of hepatics, and 17 types of stonewort algae. Thus, *Charophyta* prevail (6 types) in the lake. In addition, 2 types of Red algae considered to be rare species listed in the Red Data Book of Pskov Region were revealed.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МАКРОФИТОВ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ РЕК

Н. В. Зуева

Российский государственный гидрометеорологический университет

В работе продемонстрирована возможность использовать данные о макрофитах малых рек для оценки качества их вод. Полученные в

работе индексы в дальнейшем можно использовать при многокритериальной экологической оценке водотоков.

Нехватка индексов, основанных на развитии в водных объектах макрофитов, практически исключает эту группу организмов из многокритериальной (интегральной) экологической оценки водных экосистем. Конечно, в том случае, если под *экологической оценкой* понимать параметрическое определение состояний природной среды, обеспечивающих существование сообществ живых организмов, характерных для этих состояний в условиях естественного или антропогенного режима их развития [Дмитриев, 2002]. Такая оценка для водного объекта должна сводиться к параметрической оценке химического, биологического состава и физических свойств водного объекта, обуславливающих устойчивое функционирование в нем конкретных сообществ живых организмов, сохранение определенного типа экологической сукцессии.

Для осуществления многокритериальной оценки необходимо построение сводного (интегрального) показателя по совокупности критериев оценивания. В эту совокупность должны войти критерии состояния биоты и абиотической среды, при этом необходимо, чтобы все параметры вместе были достаточны для описания качества (состояния) рассматриваемой системы [Дмитриев, 2002]. При оценке экологического состояния малых рек вполне обоснованно включить в нее параметры, связанные с развитием макрофитов – часто основных первичных продуцентов таких водотоков.

Таким образом, целью данной работы было продемонстрировать возможность использовать данные о макрофитах малых рек для оценки качества их вод и дальнейшей многокритериальной экологической оценки.

В работе мы опираемся на результаты подробных полевых исследований низовьев малой реки г. Санкт-Петербурга – Охты. В июле 2010 г. на участке этого водотока внутри городских границ проведены работы на 13 станциях (рис. 1). Характеристики макрофитов описаны на каждой станции известными методами [Катанская, 1981; Бобров, Чемерис, 2006]. Описание выполнялось на участке русла протяженностью порядка 50 м, «от берега до берега», что при средней ши-

рине Охты в 20 м составляет около 1 км². На месте составлялась глазомерная схема зарастания участка реки, определялась его степень в процентах, производилась первичная идентификация видов растений, в баллах Друде фиксировалось их обилие, выполнялась фотофиксация и сбор гербарных образцов. Параллельно на каждой станции осуществлялся отбор проб воды для определения гидрохимических показателей – с поверхности и из придонного слоя.

Для оценки качества вод по гидрохимическим параметрам был вычислен индекс загрязненности воды (ИЗВ) по материалам единственной съемки. Полученный показатель можно считать рекогносцировочным индексом загрязненности воды. Для экологического анализа флоры реки использована классификация, предложенная В. Г. Папченковым [2001]. Для количественной оценки разнообразия водных растений на различных участках реки использовался информационный индекс Шеннона. «Уровень трофии» водотоков определялся тремя методами: IBMR [AFNOR..., 2003], MTR [Holmes et al., 1999] и TIM [Schneider, Melzer, 2003]. В оценке качества вод малых рек характеристики макрофитов применялись с помощью авторского балльно-индексного метода [Зуева, 2007]. В него включены следующие параметры: индекс видового разнообразия на станции, число видов истинно водных растений, суммарное обилие макрофитов (см. табл. 1).

Для конкретной станции на водотоке, располагая данными о H_{1-5} , N_1 и ΣA , последовательно определяли, какому баллу соответствует каждая характеристика. Затем, суммируя три полученных балла, вычисляли индекс **Sm**. Выделены четыре класса качества вод: 1) «очень грязная» – с суммой баллов (**Sm**) от 3 до 4; 2) «грязная» – от 5 до 7; 3) «умеренно загрязненная» – от 8 до 10; 4) «чистая» – от 11 до 12.

Таблица 1. Определение качества воды малых рек по характеристикам макрофитов

Параметр	Баллы			
	1	2	3	4
H_{1-5}	<2	2–4	4–5	≥5
N_1	0	1	2	≥3
ΣA	<30	30–40	40–50	≥50

Примечание. H_{1-5} – индекс видового разнообразия макрофитов с 1 по 5 экотип; N_1 – число видов гидрофитов (1 экотип); ΣA – суммарное обилие макрофитов.



Рис. 1. Нижнее течение р. Охты

Величины пяти гидрохимических параметров (БПК₅, растворенный кислород, перманганатная окисляемость, суммарное содержание железа, концентрации нитритов и фосфатов) превышают предельно допустимые концентрации (ПДК). Кроме того, содержание растворенного кислорода в воде всегда ниже нормы. Причем от участка 13 к устью его концентрация снижается, достигая минимального значения (1,01 мг/л) на станции 2. Таким образом, река отличается высоким содержанием биогенных и органических веществ и весьма неблагоприятным кислородным режимом. Рассматривая пространственную динамику загрязнения, можно сказать, что его наибольший уровень присущ средней части исследованного

руса реки. На этих участках наблюдается многократное превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ. Так, на участке 5 зафиксировано наибольшее содержание нитритов – 125,1 мкг/л и суммарного железа – 7,99 мг/л. На станции 6 отмечены высокие показатели фосфатов (383,4 мкг/л).

Рассчитанные значения индекса загрязненности воды (ИЗВ) и оценка качества вод по этому показателю приведены в табл. 2.

Таблица 2. ИЗВ исследованных станций р. Охты

Станция	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
ИЗВ	9,1	15,8	13,9	14,2	20,4	14,7	13,7	11,4	8,4	9,4	8,9	7,5	7,0
Качество вод	Очень грязные	Чрезвычайно грязные						Очень грязные					

Макрофиты р. Охты в год наблюдения представлены 19 видами. Самые распространенные растения-гидрофиты – это кубышка желтая (*Nuphar lutea*), ежеголовник простой (*Sparganium emersum*), стрелолист стрелолистный (*Sagittaria sagittifolia*), рдест Берхтольда (*Potamogeton berchtoldii*) и болотник болотный (*Callitriche palustris*). Причем вниз по течению происходит уменьшение видового богатства, а начиная с участка 6 растения крайне угнетены. Гидрофиты отсутствуют на станциях 2–4 и 6. Сходная тенденция присуща и такому параметру, как общее проективное покрытие на станции. Максимальное значение его наблюдается на 13 участке. Из-за полного отсутствия растений на станции или обитании их лишь на урете воды выделяются площадки, где значение проективного покрытия равно 0, это участки нижнего течения р. Охты с 2 по 6.

Таблица 3. Характеристики макрофитов исследованных станций р. Охты

Станция	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
S_{III} , %	<5	0	0	0	0	0	<5	<5	10	30	5	5	25
N_{1-5} , шт.	1	2	5	0	2	2	7	11	8	9	9	10	12
H_{1-5} , бит	0	0,9	2,6	0	0,9	0,9	2,7	3,4	3,8	3,1	3,1	3,2	3,4

Примечание. S_{III} – общее проективное покрытие макрофитов на станции; H_{1-5} – индекс видового разнообразия макрофитов с 1 по 5 экотип; N_1 – число видов гидрофитов (1 экотип).

Сравнивая р. Охту с малыми реками Ленинградской области, можем сделать вывод о том, что ее флористический состав весьма беден. Так, максимальное число обнаруженных на одной станции видов на р. Оредеж составляет 21, а на р. Чулковка – 36 [Зуева и др., 2007], в то время как на р. Охте максимальное число видов на одной станции не превышало 12.

Следующим шагом в данной работе стало определение «трофического статуса» р. Охты с помощью характеристик водных макрофитов по нескольким европейским методикам. Понятие «трофический статус» взято в кавычки, вследствие того что оно традиционно применяется для озер, а текущие воды принципиально отличаются по характеру происходящих в них экологических процессов. Однако в Европе термин «уровень трофии» употребляется и по отношению к рекам. Понимая, насколько дискуссионно использование этого понятия для водотоков, и пока не найдя достойной замены, мы применяем его вслед за зарубежными коллегами, но в кавычках.

Для определения «уровня трофии» водотоков использовались три метода: **MTR – среднее значение трофии**; **IBMR – биологический индекс макрофитов для рек** и **ТИМ – трофический индекс макрофитов**. Все методики разработаны для мониторинга проточной воды. Нужно отметить, что применение этих индексов в условиях очень высокой антропогенной нагрузки не всегда было возможно. Гидрофиты, необходимые для анализа, на ряде станций р. Охты вообще отсутствовали.

Результаты проведенных исследований показали, что р. Охта обладает высоким «уровнем трофии»: от мезотрофного до гипертрофного. Зонирование исследованного отрезка русла реки согласно индексам представлено на рис. 2.

Надо отметить, что все индексы имеют тесную связь со значениями перманганатной окисляемости и концентрацией нитритов и фосфатов, а индексы MTR и IBMR еще и с БПК₅. Так, например, как видно из рис. 3, связь значений IBMR с величиной перманганатной окисляемости весьма существенна: абсолютное значение коэффициента корреляции высоко (–0,71). Это значит, что с повышени-

ем содержания в воде органических веществ «уровень трофии» оценивается этими индексами как более высокий (меньшим значениям индекса соответствует больший «уровень трофии»).

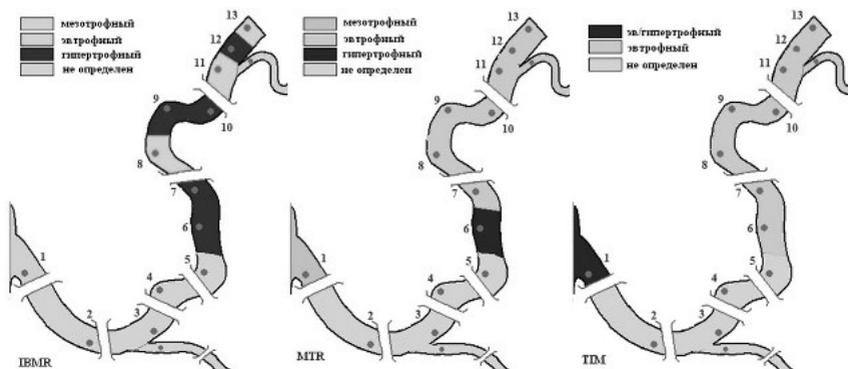


Рис. 2. Оценка «трофического статуса» р. Охты

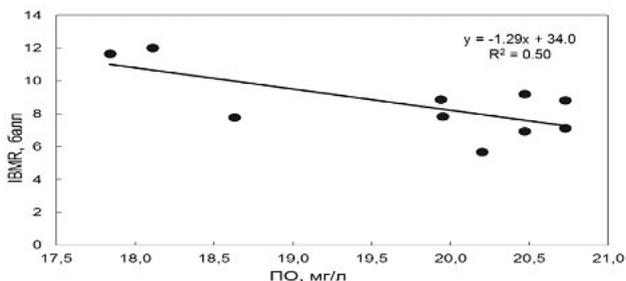


Рис. 3. Связь значений индекса IBMR с величиной перманганатной окисляемости

Следующим этапом было определение качества вод обследованных участков на основе данных о макрофитах с помощью индекса Sm. Как видно из табл. 4, качество воды реки в соответствии с ним изменяется при продвижении к устью от «грязной» до «очень грязной».

Таблица 4. Макрофитный индекс качества вод исследованных станций р. Охты

Станция	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Sm, балл	4	3	4	3	4	3	7	7	7	8	7	7	7
Качество вод	Очень грязные						Грязные						

Сопоставляя классы качества, полученные по данным о макрофитах, с оценкой по гидрохимическим характеристикам, можно отметить, что они довольно близки. Об этом свидетельствует коэффициент парной линейной корреляции рядов данных – индекса загрязненности вод (ИЗВ) с величиной S_m , он равен $-0,68$; т. е. характеристики растительного покрова чувствительны к загрязнению реки.

В итоге результаты проведенных исследований ожидаемо показали, что р. Охта, протекающая по г. Санкт-Петербургу, – очень загрязненный водоток. Причем была продемонстрирована возможность применения характеристик макрофитов в оценке качества воды реки. Все рассчитанные индексы возможно в дальнейшем использовать в многокритериальной оценке экологического состояния малых водотоков.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта №16-35-00382 мол_а.

Литература

Бобров А. А., Чемерис Е. В. Изучение растительного покрова ручьев и рек: методика, приемы, сложности // Гидробиотаника 2005: Материалы VI Всерос. школы-конф. (пос. Борок, 11–16 окт. 2005 г.). Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2006. С. 181–203.

Дмитриев В. В. Что такое экологическая оценка и как построить интегральный показатель состояния природной или антропогенно-трансформированной экосистемы // Вопросы прикладной экологии. СПб.: РГГМУ, 2002. С. 23–30.

Зуева Н. В. Оценка экологического состояния малых рек северо-запада России на основе структурных характеристик сообществ макрофитов (на примере Ленинградской области): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2007. 24 с.

Зуева Н. В. и др. Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек северо-запада Ленинградской области // Вест. СПбГУ. Геол., Геогр., Сер. 7. 2007. Вып. 4. С. 60–71.

Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.

Папченков В. Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.

AFNOR Qualite de l'eau: Determination de l'indice biologique macrophytique en riviere (IBMR) NF T. Saint-Denis. 2003. P. 90–395.

Holmes N. T. H. et al. Mean Trophic Rank: A User's Manual. Environmental Agency: Bristol, UK. 1999. 129 p.

Schneider S., Melzer A. The trophic index of macrophytes (TIM): a new tool for indicating the trophic state of running waters // *Int. Rev. Hydrobiol.* 2003. 88 (1). P. 49–67.

USE OF MACROPHYTES IN ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS OF SMALL RIVERS

N. V. Zuyeva

Russian State Hydrometeorological University

The article demonstrates the possibility of using data on macrophytes in small rivers to assess water quality. Described indices can be used for multicriteria environmental assessment of watercourses.

К МЕТОДИКЕ РАСЧИСЛЕНИЯ ТЕМПА РОСТА СИГА *COREGONUS LAVARETUS* (L.) ОЗЕРА ИМАНДРА

Е. М. Зубова, Н. А. Кашулин, П. М. Терентьев

*Институт проблем промышленной экологии
Севера Кольского научного центра РАН*

Для сига самого крупного озера Мурманской области – Имандры (880 км²) – проведен подробный морфологический анализ регистрирующей минерализованной структуры (чешуи), уточнена и оптимизирована методика обратного расчисления длины рыб по чешуе.

Познание механизмов регуляции роста рыб и выявление факторов, определяющих его темп, позволяет использовать параметры роста в биоиндикации состояния окружающей среды, дает возможность прогнозировать рыбопродуктивность водоемов [Никольский, 1974; Кузнецова, 2003], служит основой при разработке принципов рационального использования и охраны рыбных ресурсов. Линейные размеры, в частности, длина особи – более стабильный и удобный по-

казатель, нежели вес [Мина, Клевезаль, 1976], а обратные расчисления длины необходимы для реконструкции его показателей в течение жизни особи и уменьшения ошибки, связанной с различиями сезонных приростов последнего года [Зиновьев, Мандрица, 2003].

Чешуя как регистрирующая структура наиболее часто используется для обратных расчислений длины у рыб Северного полушария. Это требует подробного изучения ее морфологии и размерно-возрастной изменчивости [Брюзгин, 1969; Зубова, Кашулин, 2015 и др.]. Для исследования темпа роста рыб необходим более точный выбор метода обратных расчислений по чешуе, объективно отражающий линейные показатели рыб каждой возрастной группировки [Мина, 1973, 1981 и др.].

В настоящей работе представлены результаты исследования морфологии чешуи, уточнена и оптимизирована методика обратного расчисления длины по чешуе у сига *Coregonus lavaretus* (L.) оз. Имандра. Широко распространенный в водоемах Мурманской области сиг в силу своих биологических особенностей многие годы используется как тест-объект ихтиологического мониторинга [Моисеенко, 1991; Кашулин и др., 1999 и др.]. При описании популяционных характеристик сига в условиях антропогенного загрязнения оз. Имандра большое внимание всегда уделялось изменению ростовых характеристик рыб [Моисеенко, 2000, 2002 и др.]. В представленных работах было показано, что одной из реакций сига на изменение условий обитания в сильно-загрязняемых участках оз. Имандра (плесе Большая Имандра) является изменение скорости роста и полового созревания рыб. Методические особенности обратных расчислений размерных характеристик сига в работах не приводились.

Материал и методы. Изучение роста сига проводилось в рамках комплексных исследований внутренних водоемов Мурманской области в 2011–2013 гг. Они сосредоточивались на водосборе самого крупного озера области – Имандры (880 км²) (бассейн Белого моря). Районы исследований – три плеса оз. Имандра (плес Большая Имандра, плес Йокостровская Имандра и плес Бабинская Имандра) (табл. 1).

Таблица 1. Размеры выборок сига в трех плесах оз. Имандра

Исследуемый водоем		Период исследований	Кол-во экз.
Оз. Имандра	Плес Большая Имандра	Сентябрь – октябрь 2012–2013 гг.	47
	Плес Йокостровская Имандра	Август – сентябрь 2011 г., ежемесячно с июля по апрель 2012–2013 гг.	460
	Плес Бабинская Имандра	Август – сентябрь 2011 г.	140

Во всех исследуемых водоемах рыбу отлавливали ставными жаберными донными сетями из нейлонового монофиламента длиной 25 м, высотой 1,5 м и размером ячеи 10, 12,5, 16, 22, 25, 30, 35, 38 и 45 мм, что обеспечивало вылов рыбы длиной ≥ 5 см. В литоральной зоне (на глубине 1,5–3 м) устанавливалось по 1–2 сети перпендикулярно берегу в местах с песчано-гравийными отмелями и крупными валунными отложениями. В профундальной зоне с глубинами более 18 м использовалось до 10 сетей в один порядок. В пелагической зоне водоема для отбора ихтиологического материала применялись плавные мультиразмерные сети высотой 3 м. Обработка материала проводилась по стандартной методике [Правдин, 1966]. Массу рыб определяли с точностью до 1 г, длину по Смиту (*AC*) измеряли с точностью до 1 мм. Для выделения внутривидовых форм у исследуемых сегов подсчитывали число тычинок на первой жаберной дуге [Решетников, 1980]. Чешуя для исследования всегда бралась с одного и того же участка – под передней частью спинного плавника [Зиновьев, Мандрица, 2003]. Для определения возраста у рыб под бинокляром просматривалось 4–6 чешуй (годовые кольца просматривались по всем секторам чешуи), после чего выбиралась чешуя наиболее правильной формы и исследовались ее морфологические особенности. Для этого проводились дополнительные измерения с помощью окуляр-микрометра ее продольного и поперечного диаметров, а также радиусов: переднего (базального) и переднего диагонального. Боковой и задний (каудальный) радиусы не измерялись, их находили путем деления значения поперечного диаметра на 2 и вычитания из значения продольного диаметра значения переднего ради-

уса соответственно. На основе этих измерений были определены: J – относительный размер чешуи, B – форма (ширина) чешуи и br – положение ядра чешуи [Чернова, Дгебуадзе, 2008]. Для описания возрастных изменений секторов чешуи сига (переднего, бокового и заднего) использовались их значения в процентах от длины тела (AC) [Вовк, 1956].

Результаты и обсуждение. Сиг в оз. Имандра представлен двумя экологическими формами: малотычинковой, обитающей во всех плесах, и среднетычинковой – малочисленной и приуроченной лишь к северному плесу Большая Имандра. Число тычинок у малотычинковой формы варьирует от 15 до 30 и составляет в среднем для озера $23,1 \pm 0,1$, у среднетычинковой формы – от 31 до 43, $38,1 \pm 3,4$. Из-за небольшого числа особей среднетычинкового сига (17 экземпляров) далее в работе будут приводиться данные только по малотычинковому сигу Имандры.

Малотычинковый сиг в оз. Имандра был представлен особями в возрасте от 0+ до 9+ лет.

Чешуя малотычинкового сига оз. Имандра типичная циклоидная, центральный склерит имеет овальную форму, чаще незамкнут. Склериты имеются на всей поверхности чешуи – они образуют чередующиеся комплексы из «концентрических» и следующих за ними «выклинивающихся» («срезанных») склеритов, которые формируют годовые зоны роста. Выклинивание склеритов начинается на границе бокового и заднего секторов чешуи и заканчивается на переднем секторе, поэтому здесь их большее число, что указывает на закладку и более интенсивный их рост в базальной части с вершины чешуи [Галкин, 1958]. В переднем секторе наблюдается удвоение склеритов, склериты здесь слабоволнистые. Вдоль боковых секторов чешуи, в результате утери склеритов, расстояние между ними значительно больше; гораздо большие расстояния наблюдаются между склеритами в заднем секторе, что объясняется дополнительной «потерей» некоторых склеритов на границе бокового и заднего секторов чешуи, они как бы обрываются.

Относительный размер чешуи (J) у рыб значимо увеличивается с возрастом, при этом центр чешуи (br) сдвигается к заднему краю

(рис. 1, а). Эти изменения происходят из-за различного роста переднего и заднего секторов чешуи сига в разном возрасте: передний сектор чешуи, включающий передний и передний диагональный радиусы относительно длины тела, с возрастом увеличивается; задний сектор практически не изменяется (рис. 1, б). Боковой сектор чешуи сига, включающий боковой радиус, с возрастом относительно длины тела увеличивается. Форма чешуи (*B*) сига исследуемых водоемов остается постоянной (см. рис. 1, а).

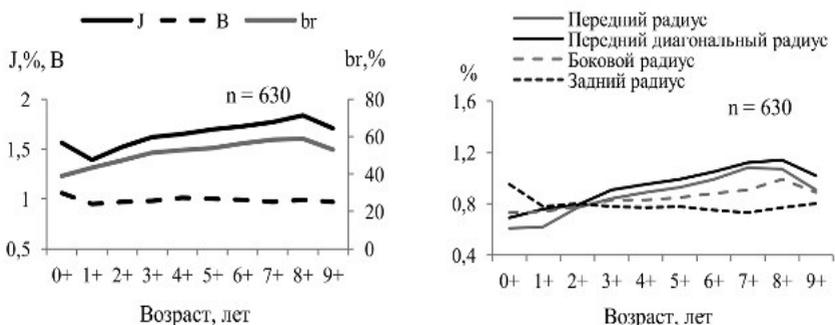


Рис. 1. Относительный размер чешуи (*J*), %, относительное положение ядра чешуи (*br*), %, форма чешуи (*B*) (а) и длины радиусов чешуи относительно длины тела (*AC*), % (б), у малотычинкового сига оз. Имандра

Для выбора оптимального сектора чешуи для обратных расчислений длины у 26 экземпляров малотычинкового сига разного возраста (от 1+ до 9+ лет) плеса Йокостровская Имандра оз. Имандра измерялись размеры годовых колец на переднем, переднем диагональном, боковом и заднем радиусах чешуи, и затем проводились оценки расчисленной длины по четырем радиусам. В основе обратных расчислений длины лежит утверждение о наличии связи между длиной тела (*L*) и размерами чешуи (*R*) [Брюзгин, 1969; Мина, 1981 и др.]. У малотычинкового сига Йокостровской Имандры зависимость между длиной тела и различными радиусами чешуи лучше описывается уравнением степенной функции, нежели линейной (табл. 2), но при разных значениях параметров линии регрессии (коэффициентов регрессии *a* и

b). Чтобы выяснить, в какой мере различия линий регрессии влияют на оценки расчисленной длины, мы сравнили расчисленные по разным радиусам оценки для одних и тех же особей. Линии регрессии длины по четырем радиусам чешуи не проходят через начало координат, поэтому для обратных расчислений длины рыб предпочтительнее использовать формулу Розы Ли [Брюзгин, 1969; Мина, 1981 и др.]. Для обратных расчислений длины малотычинкового сига мы логарифмировали уравнение степенной функции $L = a \times R^b$, получали: $\ln L = \ln a + b \times \ln R$. Расчисляли по Ли, но вместо абсолютных значений переменных брали их логарифмы: $\ln L_i = \ln a + \ln R_i / \ln R_n \times (\ln L_n - \ln a)$, где R_n – радиус чешуи данной рыбы в момент ее поимки, R_i – радиус чешуи этой особи в возрасте i лет, L_n – длина рыбы в момент поимки, L_i – длина рыбы в возрасте i лет, a – постоянная величина.

Наши результаты показали, что любой радиус чешуи может быть выбран для обратных расчислений длины сига, так как расчисленные длины по четырем радиусам на протяжении жизни значимо не различались (табл. 3). Также расчисленные и фактические оценки длины хорошо соответствуют по всем радиусам чешуи, но со смещением на 1 год, так как вылов исследуемых 26 экземпляров сига из Йокостровской Имандры происходил с октября по март, когда новый прирост практически завершен, но еще не сформировалось новое годовое кольцо. Из этого следует, что при сравнении фактических величин длины рыб с расчисленными надо строго учитывать сезон лова рыбы.

Таблица 2. Коэффициенты детерминации, определяющие линейную и степенную зависимость между длиной тела (АС), мм, и размерами чешуи, ед. ок.-микромметра, по различным радиусам малотычинкового сига плеса Йокостровская Имандра оз. Имандра

Радиус	R^2 при линейной зависимости	R^2 при степенной зависимости	Число экземпляров
Передний	0,93	0,94	26
Передний диагональный	0,90	0,93	26
Боковой	0,90	0,92	26
Задний	0,72	0,77	26

Таблица 3. Расчисленная длина тела (АС), мм, по четырем радиусам чешуи и наблюдаемая длина (АС), мм, у малотычинкового сига плеса Йокостровская Имандра оз. Имандра

Возраст, годы, лет	Расчисленная длина, мм, по четырем радиусам чешуи, $M \pm m$ (кол-во экз.)				Наблюдаемая длина, мм, $M \pm m$ (кол-во экз.)	
	Передний	Передний диагональный	Боковой	Задний	–	Со смещением на 1 год
1	108 ± 2,5 (26)	115 ± 2,4 (26)	115 ± 2,4 (26)	105 ± 2,7 (26)	146 ± 1,9 (4)	116 ± 2,5 (2)
2	149 ± 4,4 (22)	154 ± 4,4 (22)	158 ± 3,9 (22)	156 ± 3,4 (22)	185 ± 3,3 (4)	146 ± 1,9 (4)
3	179 ± 7,1 (18)	185 ± 6,0 (18)	191 ± 5,5 (18)	194 ± 6,3 (18)	246 ± 7,8 (4)	185 ± 3,3 (4)
4	200 ± 6,3 (14)	206 ± 4,7(14)	211 ± 4,7 (14)	220 ± 5,9 (14)	256 ± 1,2 (3)	246 ± 7,8 (4)
5	233 ± 6,4 (11)	236 ± 5,1 (11)	242 ± 5,3 (11)	248 ± 6,5 (11)	275 ± 2,9 (3)	256 ± 1,2 (3)
6	262 ± 4,5 (8)	268 ± 5,3 (8)	270 ± 6,6 (8)	273 ± 7,7 (8)	280 ± 1,8 (4)	275 ± 2,9 (3)
7	295 ± 6,7 (4)	296 ± 6,7 (4)	302 ± 6,8 (4)	299 ± 8,9 (4)	316 ± 15,5 (2)	280 ± 1,8 (4)
8	308 ± 3,3 (2)	316 ± 4,4 (2)	326 ± 10,9 (2)	318 ± 16,1(2)	323 (1)	316 ± 15,5 (2)
9	330 (1)	338 (1)	353 (1)	347 (1)	361 (1)	323 (1)

Примечание. В столбике «со смещением на 1 год» значение $116 \pm 2,5$ мм – это длина (АС) сеголетков сига (0+ лет), выловленных в Йокостровской Имандре в сентябре 2013 г.

У малотычинковых сигов всех возрастов число годовых колец одно и то же по разным радиусам чешуи. Для обратных расчислений длины сига исследуемых водоемов нами рекомендуется снимать размер годовых колец с переднего диагонального радиуса чешуи. Анализ структуры чешуи показал, что по этому радиусу возможно более четкое фиксирование годовых зон у исследуемых рыб.

У малотычинкового сига трех плесов оз. Имандра зависимость между длиной тела и передним диагональным радиусом хорошо описывается уравнением степенной функции (рис. 2, а). Отсюда находим формулу для обратного расчисления длины малотычинкового сига озера: $\ln L_i = \ln 46,13 + (\ln L_n - \ln 46,13) \times (\ln R_i / \ln R_n)$. Учитывая время лова, мы соотнесли фактическую длину сигов с расчисленной длиной. Результаты сравнения представлены на рис. 2, б, где видно, что у сигов фактическая оценка длины хорошо соответствует расчисленной.

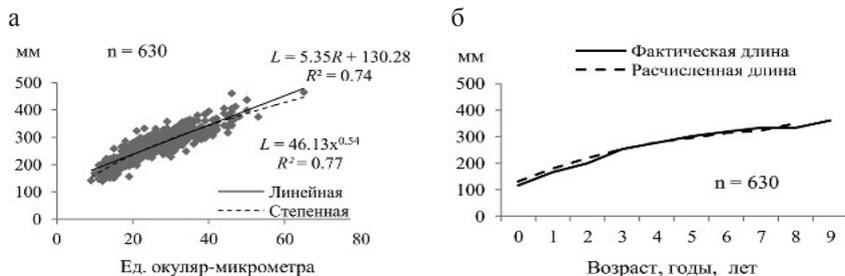


Рис. 2. Соотношение фактической длины тела (AC), мм, и переднего диагонального радиуса чешуи (R), ед. ок.-микрометра (а); сравнение фактической длины (AC), мм, с расчисленной длиной (AC), мм, у малотычинкового сига оз. Имандра, 2011–2013 гг.

Литература

Брюзгин В. Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отоли-там. Киев: Наукова думка, 1969. 188 с.

Вовк Ф. И. О методике реконструкции рыб по чешуе // Сб. тр. биол. ст. «Борок» АН СССР. 1956. Вып. 2. С. 351–392.

Галкин Г. Г. Атлас чешуи пресноводных костистых рыб // Изв. Всесоюз. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. 1958. Т. 46. С. 105.

Зиновьев Е. А., Мандрица С. А. Методы исследования пресноводных рыб: Учебное пособие. Пермь: Пермск. гос. ун-т, 2003. 113 с.

Зубова Е. М., Кашулин Н. А. Особенности роста и морфологии чешуи малотычинкового сига *Coregonus lavaretus lavaretus* (*Coregonidae*) озера Имандра в условиях интенсивного техногенного загрязнения // Тр. КарНЦ РАН. 2014. № 5. С. 140–149.

Кашулин Н. А., Лукин А. А., Амундсен П. А. Рыбы пресноводных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 142 с.

Кузнецова Е. Н. Рост рыб и стратегии их жизненных циклов: Дис. ... докт. биол. наук. М.: ВНИРО, 2003. 330 с.

Мина М. В. Рост рыб (методы исследования в природных популяциях) // Рост животных. М.: ВИНТИ, 1973. С. 68–115.

Мина М. В. Задачи и методы изучения рыб в природных условиях // Современные проблемы ихтиологии. М.: Наука, 1981. С. 177–195.

Мина М. В., Клевезаль Г. А. Рост животных. М.: Наука, 1976. 291 с.

Моисеенко Т. И. Закисление и загрязнение тяжелыми металлами поверхностных вод Кольского Севера. Апатиты: КНЦ РАН, 1991. 47 с.

Моисеенко Т. И. Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории Шварца) // Экология. 2000. № 6. С. 463–472.

Моисеенко Т. И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод // Экология. 2002. № 1. С. 50–60.

Никольский Г. В. Теория динамики стада рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1974. 447 с.

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 376 с.

Решетников Ю. С. Экология и систематика сиговых рыб. М.: Наука, 1980. 301 с.

Чернова О. Ф., Дгебуадзе Ю. Ю. Архитектоника чешуи костистых рыб и ее диагностическое значение. М.: Наука, 2008. 136 с.

ON THE METHOD OF GROWTH RATE CALCULATION FOR WHITE-FISH *COREGONUS LAVARETUS* (L.) INHABITING IMANDRA LAKE

E. M. Zubova, N. A. Kashulin, P. M. Terentjev

Institute of the North Industrial Ecology Problems Kola Science Center RAS

A morphological detailed analysis of the mineralized structures (scale) for whitefish inhabiting Imandra Lake (880 km²), the largest lake in Murmansk region, was conducted. The method of the length back calculation based on scale was adjusted and improved.

ОСОБЕННОСТИ ПИТАНИЯ МОЛОДИ КУМЖИ *SALMO TRUTTA* L. В ПРИТОКАХ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В ОСЕННИЙ ПЕРИОД

А. Г. Легун¹, И. А. Тыркин²

¹ *Петрозаводский государственный университет*

² *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

Исследование питания сеголеток и пестряток кумжи в притоках Онежского озера (реки Орзегга, Большая Уя и Нелукса) осенью 2014 г. показали, что рыбы продолжают питаться, но интенсивность потребления пищи по сравнению с летним нагульным периодом существенно снижается. Основным кормом рыб в реках на порогах и перекатах мо-

леди кумжи являются донные беспозвоночные, в основном крупные организмы – личинки ручейников, нимфы поденок и веснянок. Поздней осенью (начало ноября) в рацион молоди кумжи помимо традиционных объектов питания (организмы зообентоса) входят в большом количестве чехлики наземных и воздушных насекомых, по-видимому сносимых с наземной почвы осенними ветрами или дождями.

Введение. Исследованиям экологии молоди кумжи *Salmo trutta* L. на Европейском Севере России, в том числе и изучению питания рыб, посвящено достаточно большое количество публикаций [Крылова, 2003; Шустов и др., 2013 и др.]. Однако большая часть исследований выполнена в летний нагульный период жизни рыб. Сведения о том, насколько успешно продолжают питаться сеголетки и пестрятки кумжи в нерестовых реках с понижением температуры и образованием ледового покрова на реках, достаточно скудны.

Материал и методы. Молодь кумжи (сеголетки и пестрятки) из трех нерестовых рек Онежского озера – Большой Уи, Орзег и Нелуксы – отлавливалась нами в течение нескольких осенних месяцев 2014 г. – с конца сентября (29.09) и до начала ноября (07.11). Притоки расположены на западном берегу Онежского озера; Нелукса и Орзег впадают в районе Деревянской бухты, Большая Уя – в районе Уйской губы.

Рыб на порогах и перекатах отлавливали с помощью ранцевого электролова, проводили измерения, извлекали желудки, которые сразу фиксировали 96 % спиртом. Исследуемые реки имеют небольшие размеры, в пределах нескольких десятков километров, и соответственно невысокие по численности популяции кумжи. Поэтому отлов рыб из каждой реки мы сознательно ограничивали.

Камеральная обработка проводилась согласно традиционным, а также современным методикам [Методическое пособие..., 1974]. Пищевой комок извлекали из желудков рыб для определения общего индекса наполнения. Подсчитывалось количество организмов – общее и для основных кормовых объектов. Определялась встречаемость (F) и доля основных кормовых объектов от массы всего корма (P), а также рассчитывался комплексный индекс относительной значимости (IR). Общий индекс наполнения желудка рас-

считывался в продецимилле (‰) как отношение веса пищи (мг) к весу рыбы (г), умноженной на величину 10. Всего нами исследовано питание 22 экз. сеголетков и 14 экз. пестряток кумжи.

Результаты и обсуждение. Исследования питания молоди кумжи в притоках Онежского озера в разные сроки – начала, середины и поздней осени 2014 г. – позволили установить следующие особенности.

В начале осени – в сентябре в р. Нелуксе при достаточно теплой погоде сеголетки и пестрятки кумжи активно потребляют воздушных и наземных насекомых, летающих у поверхности воды или сносимых на ее поверхность. Все показатели питания рыб – частота встречаемости, число организмов и их доля в пищевом комке – достаточно высокие (табл. 1). Из донных насекомых преобладают крупные формы – личинки ручейников, нимфы поденок и веснянок.

Таблица 1. Питание молоди озерной кумжи в р. Нелуксе 29.09.2014

Показатели	Сеголетки			Двухлетки		
	Ч	N	%	Ч	N	%
Состав пищи						
<i>Chironomidae</i> (L.)	22,2	0,3	2	28,57	1,1	0,1
<i>Chironomidae</i> (P)	11,1	0,2	1	14,28	0,14	0,1
<i>Simuliidae</i> (L.)	–	–	–	–	–	–
<i>Ephemeroptera</i> (N.)	44,4	0,4	15	–	–	–
<i>Plecoptera</i> (N.)	44,4	1,2	9	42,85	0,71	2
<i>Trichoptera</i> (L.)	55,5	2,5	32	57,14	12,4	18
Прочие	22,2	0,3	5	42,85	0,8	27,3
Insecta (имаго, субимаго)	66,6	1,8	36	85,71	10,6	52,5
Общий индекс наполнения, ‰	$\frac{26,3}{0-84,4}$			$\frac{27,4}{6,3-87,5}$		
Общее кол-во организмов, экз.	$\frac{7}{0-20}$			$\frac{49,4}{1-66}$		
Длина рыб АВ, см	$\frac{9,02}{8,8-10,9}$			$\frac{13,7}{12,2-16,1}$		
Вес рыбы, г	$\frac{7,5}{6,0-10,0}$			$\frac{22,4}{15-36}$		
Кол-во рыб, экз.	9			7		

Примечание. Здесь в табл. 2–3: в числителе – среднее, в знаменателе – минимальные и максимальные значения. Ч – частота встречаемости организмов, экз.; N – среднее количество экземпляров в одном желудке; % – от всего пищевого комка.

Несмотря на высокую пищевую ценность личинок и куколок хирономид и мошек, в рационе рыб они занимают очень незначительное место, возможно, из-за своих малых размеров.

В середине осени – в октябре при резком снижении температуры происходит массовое отмирание насекомых, что отражается и на рационе молоди кумжи р. Орзеге. Имаго насекомых практически единично встречаются у сеголеток и полностью отсутствуют у пестряток (табл. 2). Из донных беспозвоночных опять же доминируют крупные организмы и, в первую очередь, личинки ручейников.

Таблица 2. Питание молоди озерной кумжи в р. Орзеге 24.10.2014

Показатели	Сеголетки			Двухлетки		
	Ч	N	%	Ч	N	%
Состав пищи						
<i>Chironomidae</i> (L.)	42,9	0,9	6	–	–	–
<i>Chironomidae</i> (P)	–	–	–	–	–	–
<i>Simulidae</i> (L.)	28,6	0,3	1,7	–	–	–
<i>Ephemeroptera</i> (N.)	28,6	0,3	2,6	66,7	0,6	3
<i>Plecoptera</i> (N.)	71,4	1,8	28	66,7	0,6	4
<i>Trichoptera</i> (L.)	71,4	1,6	55	100	2,6	93
Прочие	–	–	–	–	–	–
Insecta (имаго, субимаго)	14,3	0,3	6,7	–	–	–
Общий индекс наполнения, ‰	$\frac{24}{0-40}$			$\frac{33,7}{13,7-47,43}$		
Общее кол-во организмов, экз.	$\frac{5,3}{0-12}$			$\frac{4}{3-5}$		
Длина рыб АВ, см	$\frac{7,7}{5,9-9,1}$			$\frac{12,3}{11,8-12,9}$		
Вес рыбы, г	$\frac{4,4}{1,7-7,3}$			$\frac{16,5}{14,5-19,6}$		
Кол-во рыб, экз.	7			3		

Интересные особенности питания молоди кумжи поздней осенью – в ноябре, когда нередко уже выпадает снег, выявлены нами на р. Большая Уя. В желудках у сеголеток и пестряток кумжи, наряду с личинками ручейников, наблюдается большое количество погибших имаго крылатых и наземных насекомых, пустые чехлики ручейников (табл. 3). Можно допустить, что молодь кумжи продолжает инстинктивно совершать броски и подбирает с поверхности воды мертвых

наземных и воздушных насекомых, не имеющих практически никакой пищевой ценности. Вероятно, эти высушенные насекомые сдуваются в реки с почвы и высшей растительности сильными осенними ветрами, а у кумжи «не пропадает» пищевой рефлекс на наземных насекомых.

Таблица 3. Питание молоди озёрной кумжи в р. Большая Уя 07.11.2014

Показатели	Сеголетки			Двухлетки		
	Ч	N	%	Ч	N	%
<i>Chironomidae</i> (L.)	16,7	0,16	1	50	0,75	5
<i>Chironomidae</i> (P)	16,7	0,8	1	–	–	–
<i>Simulidae</i> (L.)	–	–	–	–	–	–
<i>Ephemeroptera</i> (N.)	–	–	–	–	–	–
<i>Plecoptera</i> (N.)	–	–	–	–	–	–
<i>Trichoptera</i> (L.)	50	0,8	25	75	1	46
Прочие	16,7	0,3	18	25	0,75	11
Insecta (имаго, субимаго)	50	2,1	55	50	1,25	38
Общий индекс наполнения, ‰	$\frac{30,6}{0-62,5}$			$\frac{12,08}{0-42,02}$		
Общее кол-во организмов, экз.	$\frac{4,3}{0-8}$			$\frac{3,25}{0-8}$		
Длина рыб АВ, см	$\frac{7,4}{7,0-7,8}$			$\frac{15,1}{14,3-17,1}$		
Вес рыбы, г	$\frac{3,7}{3,2-4,4}$			$\frac{31,75}{24,8-46,4}$		
Кол-во рыб, экз.	6			4		

По-видимому, такие ситуации возникают достаточно редко. Так, если в середине сентября насекомые и даже иногда пауки встречались практически во всех желудках молоди кумжи (реки Большая Уя и Орзег) и в большом количестве, то в середине октября они уже полностью отсутствовали [Шустов и др., 2008].

Ранее было установлено, что осенью кумжа в реках Мурманского края и Карелии продолжает питаться, но интенсивность питания в этот период значительно снижается [Шустов и др., 2008, 2013, 2014; Шустов, Белякова, 2012]. Аналогичная ситуация выявлена и нами. Если летом в притоках Онежского озера индексы наполнения желудков составляли величины в пределах 100 ‰ и даже более [Шустов и др., 2013, 2014], то в осенних пробах 2014 г.

(табл. 1–3) этот показатель интенсивности питания всегда был менее 50 ‰. Такая же закономерность характерна и для молоди пресноводного лосося в притоках Онежского озера в зимний период – они также питаются крайне слабо [Смирнов и др., 1976].

Литература

Крылова С. С. Кумжа (*Salmo trutta* L.) Кольского полуострова: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2003. 27 с.

Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М., 1974. 254 с.

Смирнов Ю. А., Шустов Ю. А., Хренников В. В. К характеристике поведения и питания молоди онежского лосося *Salmo salar* L. *morpha sebago* Girard в зимний период // Вопросы ихтиологии. 1976. Т. 16, вып. 3. С. 557–559.

Шустов Ю. А., Белякова Е. Н. Питание молоди лососевых рыб в осенний период // Учен. зап. ПетрГУ. 2012. № 2 (123). С. 7–10.

Шустов Ю. А., Веселов А. Е., Барышев И. А. Питание молоди озерной кумжи *Salmo trutta* L. в реках бассейна Онежского озера в осенний период // Экология. 2008. № 2. С. 130–133.

Шустов Ю. А., Белякова Е. Н., Веселов А. Е. Сезонные особенности питания рыб в кумжевой реке Большая Уя (бас. Онежского озера) // Принципы экологии. 2013. Т. 2, № 4. С. 56–68.

Шустов Ю. А., Тыркин И. А., Щуров И. Л. и др. Биологические особенности молоди лососевых рыб в реках Карелии и Кольского полуострова. Петрозаводск: ПетрГУ, 2013. 74 с.

Шустов Ю. А., Тыркин И. А., Распутина Е. Н. Пищевая конкуренция обыкновенного подкаменщика и усатого гольца с молодьё лососевых рыб р. *Salmo* в притоках Онежского озера // Гидробиол. журн. 2014. Т. 50, № 4. С. 34–44.

FEEDING HABITS OF JUVENILE BROWN TROUT *SALMO TRUTTA* L. IN THE RIVERS OF ONEGO LAKE IN AUTUMN

A. G. Legun¹, I. A. Tyrkin²

¹ *Petrozavodsk State University*

² *Northern Water Problems Institute KarRC of RAS*

The study of nutrition of juvenile brown trout in the tributaries of Onego Lake (rivers - Orzega, Bol'shaya Uya and Neluksa) in the autumn of 2014 showed that the fish continue to eat well, but the intensity of food consumption, compared to the summer feeding period significantly reduces. The main fish food

in the rivers in the rapids and shoals of juvenile trout is benthic invertebrates and mainly such large organisms as the Trichoptera larvae, and nymphs of Plecoptera and Ephemeroptera. It was found that in the late autumn (early November), trout fingerlings eat a lot of terrestrial and aerial insects that might have been demolished from the ground soil by autumn wind or rain besides traditional food items (zoobenthos organisms).

РОЛЬ МАКРОЗООБЕНТОСА В ПИТАНИИ ОКУНЯ ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

А. С. Лобанова¹, А. И. Сидорова²

¹ *Петрозаводский государственный университет*

² *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

В данной статье проанализировано питание молоди окуня на литорали Повенецкого залива Онежского озера. Показано, что макрозообентос играет существенную роль в спектре питания, в особенности байкальский вид *Gmelinoides fasciatus*. В летний период доля *G. fasciatus* по биомассе составляет 30 % пищевого комка, в зимний период увеличивается до 50 %.

Для увеличения кормовой базы рыб проводили преднамеренную интродукцию водных беспозвоночных [Бекман, 1962; Иоффе, 1968]. Так, в 1960–1970-х гг. амфипода *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899) из оз. Байкал была перенесена в Горьковское водохранилище на р. Волге [Иванов, 2005] и в озера Карельского перешейка [Нилова, 1976]. Впоследствии вид-вселенец успешно акклиматизировался и начал проникать в другие водоемы по системе рек. В 2001 г. *G. fasciatus* был зарегистрирован вдоль юго-западного берега Онежского озера [Березина, Панов, 2003]. В 2006 г. байкальский вид отмечен практически по всей литорали Онежского озера [Кухарев и др., 2008]. Поскольку многие бентосоядные рыбы питаются чужеродным видом, существует необходимость исследовать его роль в питании рыб. Особый интерес приобретает изучение роли байкальской амфиподы *G. fasciatus* на литорали Онежского озера, где численность инвазионного вида максимальная [Сидорова, 2013].

Материал по питанию рыб был собран в июле 2010 г. при помощи активного способа улова (удочки) и в январе 2016 г. с помощью разноячеистых сетей в Кумса-губе Повенецкого залива Онежского озера. Глубина отлова рыбы составляла до 2,5 м, биотоп представлен илом с зарослями тростника обыкновенного *Phragmites australis*. Всего было выловлено более 100 экземпляров окуней *Perca fluviatilis*. В 2010 г. средняя длина тела образцов (AD) составила 12,4 см (10,0–13,8 см) при средней массе 24,4 г (13–35 г). В 2016 г. средняя длина тела (AD) была выше и достигала 15,4 см (13,9–16,9 см) при средней массе 36,2 г (20–52 г). Таким образом, нами исследованы особенности питания только для определенной части популяции, представленной в основной массе молодыми особями (от 2+ до 3+). Обработка проводилась по общепринятой методике [Руководство..., 1961; Правдин, 1966]. Компоненты пищевого комка взвешивались на торсионных весах с точностью 0,001 г.

Как известно, питание сеголеток окуня в Онежском озере преимущественно планктическое, на втором году жизни молодь переходит к смешанному питанию бентосом и планктоном. Трехлетки окуня полностью переходят на питание бентосом, и, только достигнув размеров 10 см и более, молодь переходит на хищнический образ жизни [Июдина, 1951]. Анализ пищеварительных трактов окуня в летний период 2010 г. показал, что спектр питания был представлен только бентосными организмами, детритом и растительными остатками. Поскольку местообитание младших возрастных групп окуня совпадает на литорали Онежского озера с глубинами максимальной численности инвазионного вида *G. fasciatus* до 4 м [Сидорова, 2013], по частоте встречаемости в спектре питания доминировал вид-вселенец. Этот вид обнаружен во всех исследуемых образцах желудков, кроме того, в 90 % встречаются личинки поденок Ephemeroptera и ручейников Trichoptera (рис. 1). В половине пищеварительных трактов обнаружены личинки Chironomidae, детрит и остатки макрофитов. Присутствовали также куколки Chironomidae, водные клещи Hidracarina, водяной ослик *Asellus aquaticus*, редко – личинки жуков Coleoptera и двустворчатые моллюски Bivalvia.

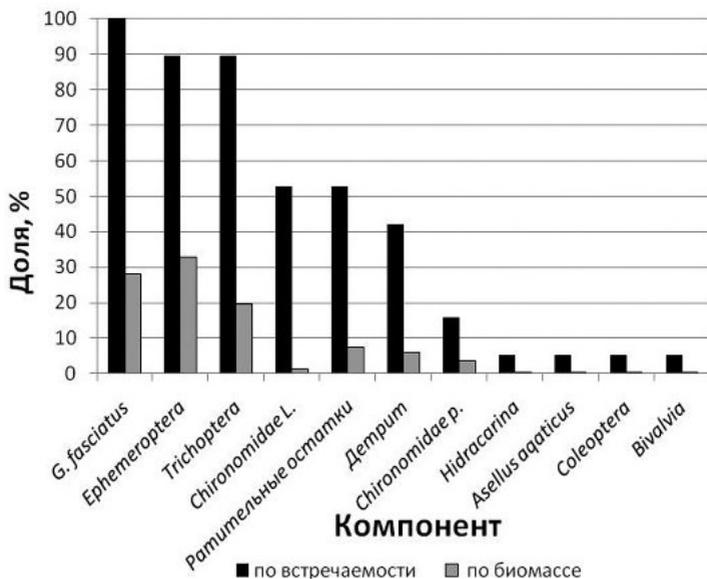


Рис. 1. Спектр питания младших возрастных групп окуня в летний период на литорали Повенецкого залива Онежского озера

Нами показано, что в летний период по биомассе доминировали личинки поденок Ephemeroptera (33 %), бокоплав *G. fasciatus* (28 %) и ручейники Trichoptera (20 %). В отличие от литературных материалов по Петрозаводской губе Онежского озера, где в весовом отношении выделяются поденки (49 %), амфиподы (46 %), а доля остальных организмов мала [Ильмаст, Кучко, 2012].

Рассчитанный нами индекс наполнения желудков в летний период в Повенецком заливе был 54‰ (1,2–128), что ниже среднего индекса, обнаруженного также в летний сезон Н. В. Ильмастом и А. Я. Кучко [2012] на литорали Петрозаводской губы Онежского озера. Согласно данным этих авторов, средняя величина индекса составляла 95‰ (20,1–207,5). Это явление можно объяснить различиями в выборках возрастных групп окуней: наши данные включали рыб в возрасте 2+, 3+, материалы по Петрозаводской губе Н. В. Ильмаста и А. Я. Кучко [2012] включали возрастные группы окуней 3+ и 5+.

Анализ пищеварительных трактов в зимний период 2016 г. показал, что состав пищевого комка отловленных окуней не отличался разнообразием. Половина улова оказались с пустыми желудками или с переваренной пищей. Частота встречаемости инвазионного вида *G. fasciatus* в данный период оказалось ниже и составила 65 % (рис. 2), но по биомассе доля вида-вселенца возросла до 50 %. Кроме того, в желудках были обнаружены мальки рыб и личинки стрекоз *Odonata*.

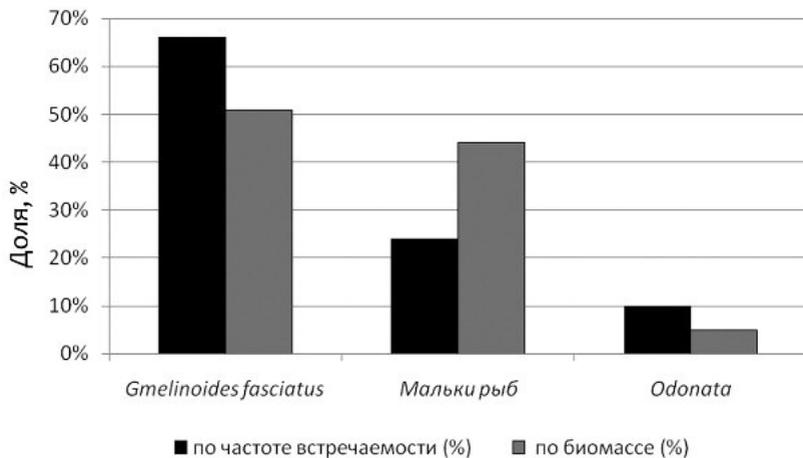


Рис. 2. Спектр питания младших возрастных групп окуня в зимний период на литорали Повенецкого залива Онежского озера

Данные Е. П. Горлачевой [2011] по питанию окуня в оз. Арахлей существенно отличаются от полученных результатов в Онежском озере. Так, в оз. Арахлей окунь имеет широкий пищевой спектр (21 компонент). Доминирующей пищей окуня являлась в основном рыба (арахлейская песчаная широколобка *Leocottus kessleri arachlensis* Tarchova) и бентос (личинки хирономид). Отмечено, что в конце прошлого – начале нынешнего веков в питании окуня произошли существенные изменения. В 90-х гг. потребление окунем рыбы из оз. Арахлей сократилось и основу его пищи уже составляли личинки хирономид и дафнии. В настоящее время окунь питается дафниями и видом-вселенцем *G. fasciatus*, ко-

торый составляет до 95 % по массе от пищевого комка. В сезонном аспекте доля *G. fasciatus* в питании окуня оз. Арахлей сильно меняется [Горлачева, 2011]. Так, в марте он занимает до 90 % по массе пищевого комка. В мае окунь полностью переходит на питание чужеродным видом. В июне пищевой комок окуня был полностью представлен куколками хирономид, вылет которых происходил в этот период. В июле вид-вселенец уже составлял 50 % по массе, субдоминантом выступают личинки хирономид. В августе доминирующей пищей становятся дафнии (90 % по массе), а доля *G. fasciatus* падает до 10 %. Подобная ситуация наблюдалась в Рыбинском водохранилище [Кияшко и др., 2010], при изучении питания бычка-цуцика *Proterophinus marmoratus* байкальская амфипода являлась вторым по значимости компонентом пищи, она уступала личинкам хирономид по индексу обилия, но превосходила их по частоте встречаемости. При этом наблюдаются сезонные изменения в ее потреблении. В июле эти два показателя для *G. fasciatus* были максимальными у мелких рыб и минимальными – у крупных. В августе и сентябре картина обратная. В октябре *G. fasciatus* становится редким и малозначимым объектом у большинства размерных групп рыб, за исключением самых крупных особей, у которых он остается доминантным, но с очень низким индексом обилия.

Литературные материалы доказывают, что вид-вселенец *G. fasciatus* стал очень важным пищевым объектом частичковых рыб и молоди рыб во всех реципиентных экосистемах. Например, в Ладожском озере *G. fasciatus* стал излюбленным пищевым объектом налимов *Lota lota* (в возрасте 0+...1+), окуня (1+...3+) и ерша *Gymnocephalus cernuus*. В Рыбинском водохранилище этот рачок тоже составляет основу (90 % по массе в пищевом комке) в питании сеголетков налима (0+, 70 мм). Причем до вселения *G. fasciatus* налим этого возраста питался другими беспозвоночными (изоподами, водными насекомыми) и частично зоопланктоном. В оз. Отрадном (Ленинградская обл.) 80 % продукции зообентоса потреблялось окунем 2+...3+, и даже при длине 170 мм (6+) окунь питался преимущественно *G. fasciatus* (до 63 % массы) [Berezina, Strelnikova, 2010; Березина и др., 2012].

На основе всего вышеизложенного можно предположить, что инвазия чужеродного вида *G. fasciatus* в Онежское озеро привела к значительным изменениям в составе пищи окуня. Байкальская амфипода активно потребляется окунем младших возрастных групп на литорали Повенецкого залива Онежского озера, в летний период достигая по биомассе 30 % пищевого комка, в зимний период доля рачка по биомассе увеличивается до 50 %. Возможно, изменение его роли в питании окуня связано с особенностями жизненного цикла самого рачка, который в условиях Онежского озера имеет одногодичный жизненный цикл с генерациями предыдущего и текущего года [Сидорова, 2013].

Литература

Бекман М. Ю. Экология и продукция *Micruropus possolsii* Sow. и *Gmelinoides fasciatus* Stebb. // Тр. Лимнол. ин-та Сибирского отделения АН СССР. 1962. Т. 2, ч. 1. С. 141–155.

Березина Н. А., Петряшев В. В., Шаров А. Н. Значение чужеродных видов высших ракообразных в континентальных водоемах Северо-Запада России // Сб. лекций и докладов междунар. школы-конференции. Ин-т биологии внутр. вод им. И. Д. Папанина РАН, Борок, 5–9 нояб. 2012 г. Кострома, 2012. С. 137–140.

Березина Н. А., Панов В. Е. Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро // Зоол. журн. 2003. Т. 82, № 6. С. 731–734.

Горлачева Е. П. Роль чужеродного вида *Gmelinoides fasciatus* в питании окуня *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 озера Арахлей // Учен. зап. ЗабГГПУ. 2011. № 1 (36). С. 162–165.

Иванов В. К. Структура и взаимодействие в сообществе макробеспозвоночных прибрежья Рыбинского водохранилища при доминировании *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) // Чужеродные виды в Голарктике (БОРОК-2). Тез. докл. 2-го междунар. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок, Россия, 27 сент. – 10 окт. 2005 г. Рыбинск; Борок, 2005. С. 81–82.

Ильмаст Н. В., Кучко Я. А. Байкальский бокоплав (*Gmelinoides fasciatus*) как кормовой объект рыб литоральной зоны Онежского озера // Вопросы рыболовства. 2012. Т. 13, № 1 (49). С. 35–40.

Иоффе Ц. И. Обзор выполненных работ по акклиматизации кормовых беспозвоночных для рыб в водохранилищах // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 7–29.

Июдина Е. Ф. К биологии молоди окуня (*Perca fluviatilis* L.) Онежского озера // Тр. Карело-Финского отделения ВНИОРХ. 1951. Т. III. С. 169–180.

Кияшко В. И., Халько Н. А., Халько В. В. Изменчивость спектров питания бычка-цуцика *Proterorhinus marmoratus* (PERCIFORMES, GOBIIDAE) – нового вида в Рыбинском водохранилище. Борок: ИБВВ, 2010. 824 с.

Кухарев В. И., Полякова Т. Н., Рябинкин А. В. Распространение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Ampipoda, Crustacea) в Онежском озере // Зоол. журн. 2008. Т. 87, № 10. С. 1270–1273.

Нилова О. И. Некоторые черты экологии и биологии *Gmelinoides fasciatus* Stebb., акклиматизированных в озере Отрадное Ленинградской области // Изв. Гос. науч.-исслед. ин-та озерн. и речн. хоз-ва. 1976. Т. 110. С. 10–15.

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.

Руководство по изучению питания рыб в естественных условиях / Под ред. Е. Н. Павловского. М.: АН СССР, 1961. 265 с.

Сидорова А. И. Структурно-функциональные характеристики популяции байкальского вселенца *Gmelinoides fasciatus* Stebbing (Crustacea: Amphipoda) на северной границе ареала (Онежское озеро): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2013. 25 с.

Berezina N. A., Strelnikova A. P. The role of the introduced amphipod *Gmelinoides fasciatus* and native amphipods as fish food in two large-scale north-western Russian inland water bodies: Lake Ladoga and Rybinsk Reservoir // J. Applied Ichthyology. 2010. V. 26. P. 89–95.

THE ROLE OF MACROZOOBENTHOS AS PERCH FOOD IN THE LITTORAL ZONE OF LAKE ONEGO

A. S. Lobanova¹, A. I. Sidorova²

¹ Petrozavodsk State University

² Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

The paper focuses on the role of macrozoobenthos in the diet of the perch inhabiting the littoral zone of Povenets Bay of Lake Onego. The Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* is included into the perch's diet. During the summer period the proportion of *G. fasciatus* by biomass is about 30 % and in the winter it increases up to 50 %.

**ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРСКИХ
АКВАТОРИЙ В ЗАЛИВЕ ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ
МОРЕ) ПО СОДЕРЖАНИЮ МЕТАБОЛИТОВ
ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ
УГЛЕВОДОРОДОВ В ЖЕЛЧИ ДАЛЬНЕВОСТОЧНОЙ
КРАСНОПЕРКИ *TRIBOLODON BRANDTII* DUBOWSKII 1872**

А. А. Истомина¹, Н. Н. Бельчева¹, А. Ю. Звягинцев²

¹ Тихоокеанский океанологический институт им. В. И. Ильичева
ДВО РАН, Владивосток

² Институт биологии моря ДВО РАН им. А. В. Жирмунского
ДВО РАН, Владивосток

В данном исследовании было определено содержание метаболитов ПАУ в желчи дальневосточной красноперки *Tribolodon brandtii*, выловленной в различных акваториях залива Петра Великого (Японское море). Было показано, что содержание метаболитов ПАУ в желчи рыбы из акваторий станций Моргородок (Амурский залив) и бухты Золотой Рог значительно (в 2–19 раз) выше по сравнению с желчью рыб из прибрежных вод северо-восточной части Амурского залива. Результаты также показали, что использованный метод отражает реально существующую картину загрязнения в исследованных акваториях.

Введение. Среди токсикантов, повсеместно распространенных в окружающей среде и характеризующихся высокой потенциальной опасностью для здоровья морских организмов, выделяют полициклические ароматические углеводороды, или полиарены (ПАУ). Водные организмы могут поглощать многие из этих соединений до токсических уровней и метаболизировать их до продуктов, часть из которых может быть даже более опасной, чем родительские формы [Beyer et al., 2010]. В исследованиях на рыбах, подвергнутых действию ПАУ, было отмечено увеличение пороков развития на ранних стадиях жизни, замедление роста и снижение выживаемости [Heinz et al., 2000; Incardona et al., 2004].

Необходимость экологического мониторинга за поступлением ПАУ в морскую среду требует использования экспресс-методов

определения этих токсикантов в тканях гидробионтов. Метод, предложенный Лином и его коллегами (FF – Fixed-Wavelength Fluorescence – метод флуоресценции на фиксированных длинах волн), является более простым и дешевым методом определения уровня метаболитов ПАУ в желчи рыб, а также позволяет анализировать большое количество образцов за короткое время [Lin et al., 1996].

Цель настоящей работы состояла в том, чтобы методом флуоресценции на фиксированных длинах волн провести сравнительную оценку загрязнения различных акваторий залива Петра Великого (Японское море) по содержанию метаболитов ПАУ в желчи дальневосточной красноперки *Tribolodon brandtii* Dybowski 1872.

Материалы и методы. Присутствие метаболитов ПАУ в образцах желчи было проанализировано у дальневосточной красноперки – популярного объекта любительского рыболовства [Соколовский и др., 2011]. Рыбу отлавливали с использованием стандартных снастей для любительского лова в различных акваториях залива Петра Великого (рис. 1) с мая по июль 2015 г. Станции № 1 и 2 в бухте Золотой Рог: 44-й причал (n = 11) и 30-й причал (n = 10), соответственно. Акватории станций № 3 – Моргородок (n = 25), № 4 – Чайка (n = 20), № 5 – Санаторная (n = 4), № 6 – Океанская (возле устья р. Богатой) (n = 4), № 7 – Садгород (n = 4) – это прибрежные воды восточной части Амурского залива, а станция № 8 – залив Восток (n = 10) (n – число проб).

Воды бухты Золотой Рог и восточной прибрежной части Амурского залива находятся под антропогенным воздействием. Залив Восток был выбран как фоновый район, здесь располагается Государственный морской комплексный заказник «Залив Восток» и отсутствуют крупные предприятия, загрязняющие окружающую среду.

Рыбу отлавливали в течение трех месяцев (май – июль), на анализ отбирали половозрелых особей сходного размера (24–28 см *TL*). Всего отловлено и проанализировано 88 экз. данного вида рыб. После отлова рыбу замораживали (–20 °С), а через 2–5 дней после размораживания рыбы одноразовыми шприцами объемом 1 мл отбирали желчь из желчного пузыря. Желчь хранили в стеклянных микропробирках с плотно закрытыми крышками в морозильной камере

при $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 1–2 месяцев до анализа. Определение метаболитов ПАУ проводили согласно методу Лина и его коллег [Lin et al., 1996] на спектрофлуориметре Shimadzu RF-5301 PC.



Рис. 1. Карта-схема станций отлова дальневосточной красноперки

Данные представлены как среднее значение (M) интенсивности флуоресценции (эмиссии), среднее значение \pm стандартное отклонение ($M \pm SD$), среднее значение \pm стандартная ошибка среднего ($M \pm SE$). Для сравнения средних значений использовали t -критерий для независимых переменных ($p < 0,05$) (STATISTICA 7).

Результаты и обсуждение. Как показали результаты исследований, содержание трех типов метаболитов ПАУ было выше в желчи дальневосточной красноперки, обитающей в бухте Золотой Рог (рис. 2). Следует отметить, что между собой станции из бухты Золотой Рог различаются по содержанию этих метаболитов, так, в желчи рыбы со станции № 1 содержание всех типов метаболитов ПАУ в 2 раза выше по сравнению со станцией № 2. Содержание метаболитов ПАУ в рыбе со станции № 1 Золотого Рога было выше по сравнению со станциями из Амурского залива: для метаболитов ПАУ с

2–3 кольцами – в 5–10 раз, для метаболитов ПАУ с 4 кольцами – в 4–19 раз, для метаболитов ПАУ с 5–6 кольцами – в 2–8 раз (рис. 2).

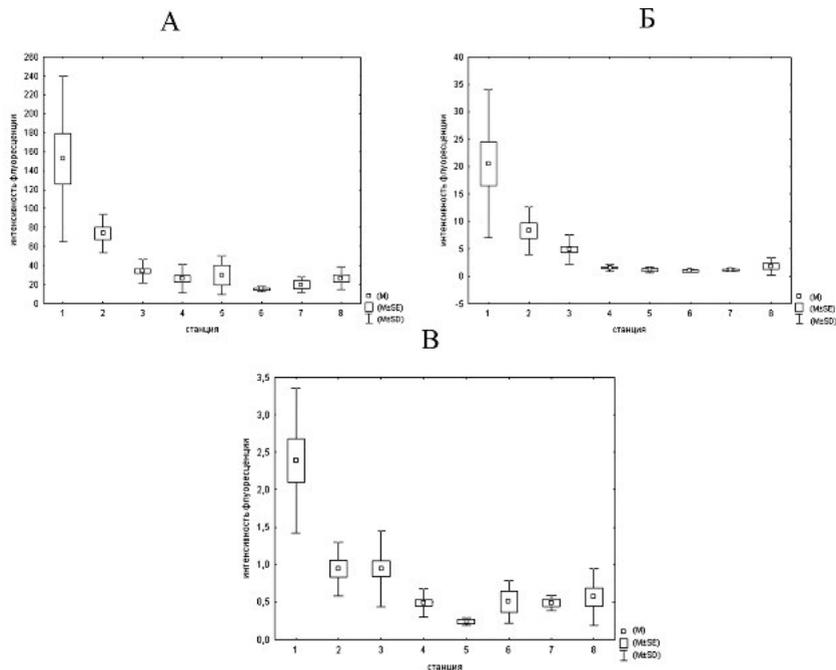


Рис. 2. Интенсивность флуоресценции (относительные единицы) метаболитов ПАУ:

А – с 2–3 кольцами, Б – с 4 кольцами, В – с 5–6 кольцами в желчи дальневосточной красноперки из различных акваторий залива Петра Великого; 1 – бухта Золотой Рог, 44-й причал; 2 – бухта Золотой Рог, 30-й причал; 3 – Моргородок; 4 – Чайка; 5 – Санаторная; 6 – Океанская; 7 – Садгород; 8 – залив Восток. М – среднее значение, М ± SD – среднее значение ± стандартное отклонение, М ± SE – среднее значение ± стандартная ошибка среднего

Содержание метаболитов ПАУ (выраженное в относительных единицах интенсивности эмиссии) в желчи рыб, использованное нами как биомаркер на загрязнение морской среды, позволяет сделать вывод о том, что наиболее сильно загрязнена полициклическими ароматическими углеводородами акватория бухты Золотой Рог по сравнению с исследованной акваторией Амурского залива. Дей-

ствительно, бухта Золотой Рог является наиболее загрязненной акваторией в заливе Петра Великого [Качество морских вод..., 2013]. В бухту со сточными водами промышленных и водно-коммунальных предприятий г. Владивостока поступает наибольшее количество загрязняющих веществ, таких как тяжелые металлы, ароматические углеводороды, полихлорированные бифенилы, нефтяные углеводороды, метан и др. Концентрации этих веществ настолько высоки, что зона бухты стала мегааномальной по их содержанию [Государственный мониторинг..., 2013].

Более высокое содержание метаболитов ПАУ в желчи рыб в кутовой части бухты Золотой Рог станции № 1 по сравнению со станцией № 2, вероятно, связано с загрязнением, привносимым в эту часть бухты с территории г. Владивостока р. Объяснения. Показано, что наибольший объем загрязненных стоков поступает в Японское море с водами р. Объяснения (185,6 млн м³/год) [Качество морских вод..., 2013].

Среди станций Амурского залива можно выделить станцию № 3 (Моргородок). Так, содержание метаболитов ПАУ с 4 кольцами в желчи рыбы с этой станции было достоверно выше по сравнению с другими станциями Амурского залива (№ 4–7) (рис. 2, Б). Однако содержание метаболитов ПАУ с 2–3 кольцами было выше в 2,2 и 1,7 раза только по сравнению со станциями № 6 и 7 (Океанская и Садгород) соответственно (рис. 2, А). Содержание метаболитов ПАУ с 5–6 кольцами в желчи рыбы со станции Моргородок не отличалось от станции № 2 (30-й причал, Золотой Рог) и было достоверно выше в 4 раза, чем на станции № 5 (Санаторная) (рис. 2, В).

Загрязнение акватории Моргородка связано с располагающейся здесь нефтебазой и стоянкой маломерных судов. Кроме того, сброс загрязненного грунта из бухты Золотой Рог в район западной оконечности мыса Шкота в Амурском заливе (до 1985 г.) приводил к значительному переносу загрязненных грунтов при их сползании в глубоководную часть залива и при осаднении вдоль западной береговой линии п-ова Муравьева-Амурского [Мишуков и др., 2009].

Содержание метаболитов ПАУ с 2–3 кольцами в желчи рыб со станции № 8 (залив Восток) значимо не отличалось от всех станций Амурского залива (рис. 2, А), а для метаболитов ПАУ с 4 и

5–6 кольцами было достоверно ниже только по сравнению со станцией № 3 (Моргородок) (рис. 2, Б, В). Согласно полученным данным эта станция не отличается от исследованных акваторий Амурского залива (станций № 4–7) по содержанию всех метаболитов ПАУ в желчи дальневосточной красноперки.

Таким образом, данные по содержанию метаболитов ПАУ отражают реально существующую картину загрязнения в исследованных акваториях. Используемый в данной работе метод позволяет быстро определить присутствие ПАУ в морских объектах, поэтому рационально его применять в целях мониторинга за загрязнением морской среды полициклическими ароматическими углеводородами. Кроме того, полученные данные можно использовать и для определения природы происхождения ПАУ в морской среде. Так, соотношение между интенсивностью флуоресценции, полученной для метаболитов ПАУ с 2–3 кольцами ($FF_{290/335}$) и метаболитов ПАУ с 4 и 5–6 кольцами ($FF_{341/383}$ и $FF_{380/430}$), используется как индикатор источника загрязнения полиаренами пирогенного или петрогенного происхождения [Aas et al., 2000]. Как показали наши данные, интенсивность флуоресценции метаболитов ПАУ с 2–3 кольцами была выше в 5–26 и 36–123 раза, чем интенсивность флуоресценции метаболитов ПАУ с 4 и 5–6 кольцами, соответственно. Такое соотношение позволяет сделать вывод о преобладании в желчи рыбы метаболитов ПАУ петрогенного происхождения, очевидно, в результате антропогенного загрязнения морской акватории сырой нефтью, ее продуктами и топливом с судов.

Литература

Государственный мониторинг состояния недр прибрежно-шельфовой зоны залива Петра Великого в связи с интенсивным хозяйственным освоением территории // Информационный бюллетень № 2. Санкт-Петербург, 2013. 103 с. Электронный ресурс: <http://vniio.ru/d/138199/d/byulleten2013.pdf>.

Качество морских вод по гидрохимическим показателям – 2013. Ежегодник 2013 / Под ред. А. Н. Коршенко. М.: Наука, 2014. 200 с. Электронный ресурс: <http://oceanography.ru/index.php/2013-05-26-11-48-40>.

Мишуков В. Ф., Калинин В. В., Плотников В. В., Войцыцкий А. В. Влияние дампинга загрязненных грунтов на экологическое состояние прибрежных вод г. Владивосток // Известия ТИНРО. 2009. Т. 159. С. 243–256.

Соколовский А. С., Соколовская Т. Г., Яковлев Ю. М. Рыбы залива Петра Великого. Владивосток: Дальнаука, 2011. 431 с.

Aas E., Beyer J., Goksøyr A. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polyaromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation // *Biomarkers*. 2000. V. 5, N 1. P. 9–23.

Beyer J., Jonsson G., Ported C. et al. Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: A review // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2010. V. 30. P. 224–244.

Heintz R. A., Rice S. D., Wertheimer A. C. et al. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* after exposure to crude oil during embryonic development // *Marine Ecology-Progress Series*. 2000. V. 208. P. 205–216.

Incardona J. P., Collier T. K., Scholz N. L. Defects in cardiac function precede morphological abnormalities in fish embryos exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons // *Toxicology and Applied Pharmacology*. 2004. V. 196. P. 191–205.

Krahn M. M., Meyers M. S., Burrows D. G., Malins D. C. Determination of metabolites of xenobiotics in the bile of fish from polluted waterways // *Xenobiotica*. 1984. V. 14. P. 633–646.

Lin E. L. C., Cormier S. M., Torsella J. A. Fish Biliary Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites Estimated by Fixed-Wavelength Fluorescence: Comparison with HPLC-Fluorescent Detection // *Ecotoxicology and Environmental safety*. 1996. V. 35. P. 16–23.

ASSESSMENT OF MARINE POLLUTION IN THE GULF OF PETER THE GREAT (THE SEA OF JAPAN) BASED ON THE CONTENT OF POLYAROMATIC HYDROCARBON METABOLITES IN BILE OF THE FISH *TRIBOLODON BRANDTII* DYBOWSKII, 1872

A. A. Istomina¹, N. N. Belcheva¹, A. Yu. Zvyagintsev²

¹ V. I. Il'ichev Pacific Oceanological Institute Far East Branch
of the Russian Academy of Sciences

² A. V. Zhirmunsky Institute of Marine Biology of the Far Eastern Branch
of the Russian Academy of Sciences

The study deals with the examination of PAH metabolites content in the bile of the fish *Tribolodon brandtii* caught in various water areas of Peter the Great Bay (Sea of Japan). It was found that the PAH metabolites content in the bile of fish caught at the stations of Morgorodok (Amursky Bay) and Golden Horn was significantly

(by 2–19 times) higher than that in the bile of fish caught in the coastal water areas of the eastern part of Amursky Bay. The results of the study also indicate that the used method reflected the real pollution levels in the studied areas.

ВЛИЯНИЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ КОСТОМУКШСКОГО ГОРНО-ОБОГАТИТЕЛЬНОГО КОМБИНАТА НА ПРОЦЕССЫ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ В ТКАНЯХ ПЛОТВЫ *RUTILUS RUTILUS* (LINNAEUS 1758)

О. Б. Васильева¹, М. А. Назарова², Н. Н. Немова¹

¹ *Институт биологии КарНЦ РАН*

² *Вологодский государственный университет*

В работе исследовали концентрацию продуктов перекисного окисления липидов – малонового диальдегида, диеновых конъюгатов и диенкетонов. Оценку данных параметров проводили в печени, мышцах и жабрах плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus 1758) из водоемов озерно-речной системы р. Кенти с различной степенью антропогенной нагрузки. В ходе работы выявлено влияние гидрохимических характеристик водоемов на интенсивность перекисных процессов в тканях плотвы.

В настоящее время деятельность человека является одним из наиболее значимых экологических факторов, приводящих к трансформации экосистем внутренних водоемов. Поэтому как никогда актуальной становится проблема выбора наиболее информативных биологических критериев оценки состояния рыб, объективно отражающих уровень техногенной нагрузки на водные экосистемы. Водоемы озерно-речной системы р. Кенти служат природным модельным объектом для изучения влияния антропогенного загрязнения на гидробионтов, поскольку все озера находятся в непосредственной близости друг от друга, имеют одинаковое происхождение, но отличаются гидрохимическими показателями воды. Общая длина исследуемой озерно-речной системы составляет 75 км, она представляет собой каскад из 10 озер, чередующихся с порожистыми участками. Озеро Костомукшское является местом захоронения техногенных отходов пе-

переработки сырья (хвостов) одного из крупнейших промышленных предприятий Северо-Западного региона России – Костомукшского горно-обогатительного комбината (ГОК), деятельность которого и привела к изменению основных физико-химических характеристик водоема. Сточные воды Костомукшского ГОКа из оз. Костомукшского поступают в оз. Окунево, расположенное в непосредственной близости от хвостохранилища, и затем через ряд водоемов в оз. Койвас, которое находится гораздо ниже по течению р. Кенти.

Продукты перекисного окисления липидов (ПОЛ) относятся к классическим биохимическим параметрам тканей гидробионтов, которые используются при оценке влияния различных токсикантов на организм рыб. Диеновых конъюгаты и диенкетоны являются первичными продуктами ПОЛ, которые через цепь реакций переходят в один из конечных метаболитов окисления – малоновый диальдегид.

В данной работе определялось содержание продуктов окисления (диеновые конъюгаты, диенкетоны и малоновый диальдегид) в печени, жабрах и мышцах рыб, обитающих в водоемах с различным уровнем антропогенного воздействия. В качестве объектов исследования была выбрана плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus 1758) как наиболее распространенный вид рыб в данной системе водоемов.

Определение концентрации диеновых конъюгатов, диенкетонов и малонового диальдегида в жабрах, печени и мышцах рыб проводили современными общепринятыми методами биохимического анализа: ультрацентрифугированием и спектрофотометрией [Стальная, Гаришвили, 1975; Гаврилов и др., 1987]. Обработку данных осуществляли стандартными статистическими методами, сравнение двух выборок проводили с помощью критерия Вилкоксона-Манна-Уитни [Гублер, Генкин, 1989]. Исследования выполнены с использованием Центра коллективного пользования научным оборудованием ИБ КарНЦ РАН.

В результате проведенного исследования установлено, что уровни диеновых конъюгатов и диенкетонов в печени плотвы и щуки из хвостохранилища и оз. Окунево достоверно не различались и были значительно выше концентрации данных показателей у рыб из озер Койвас и Кенто (табл.). Вероятно, это объясняется высоким

уровнем начальных этапов перекисидации в тканях рыб при влиянии техногенных стоков Костомукшского ГОКа, поскольку накопление диеновых конъюгатов и диенкетонов в тканях гидробионтов отражает раннюю стадию ПОЛ.

Содержание продуктов перекисного окисления липидов в тканях плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus 1758), нг/г ткани

Показатели	Жабры			Печень			Мышцы		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Малоновый альдегид	86,2	96,8 ^a	94,3 ^a	142,6	80,4 ^a	71,3 ^a	25,4	22,7	21,7
Диеновые конъюгаты	76,9	107,6 ^a	100,8 ^a	100,7	67,3 ^a	39,7 ^{a,b}	29,6	27,3	24,9
Диенкетоны	80,8	91,3 ^a	87,6 ^a	106,3	91,7 ^a	68,1 ^{a,b}	28,1	25,9	25,7

Примечание. 1 – оз. Костомукшское; 2 – оз. Окунево; 3 – оз. Койвас; а – различия достоверны при сравнении рыб из данного озера и оз. Костомукшского, при $p \leq 0,05$; b – различия достоверны при сравнении рыб из оз. Койвас и оз. Окунево, при $p \leq 0,05$.

Концентрация малонового диальдегида в печени плотвы из озер Окуневого и Койвас была одинакова и ниже, чем у рыб из хвостохранилища. Малоновый диальдегид является одним из конечных продуктов перекисного окисления липидов, и его уровень в тканях может служить критерием оценки степени интенсивности данных процессов.

Перекисное окисление липидов характеризуется образованием большого числа чрезвычайно реакционноспособных свободных радикалов, оказывающих разрушительное воздействие на биологические структуры, и неконтролируемым развитием по типу цепной реакции. Увеличенное образование свободных радикалов и связанное с этим усиление процессов перекисидации липидов может привести к изменению физико-химических свойств мембранных белков и липидов, активности мембрансвязанных ферментов, нарушению проницаемости мембран (в том числе для протонов и ионов кальция), ионного транспорта (ингибирование Na^+ , K^+ -АТФазы), уменьшению электрической стабильности липидного бислоя мембран [Владимиров, Арчаков, 1972; Пименов и др., 2004].

Оз. Окуневое топографически занимает промежуточное положение между озерами Костомукшским и Койвас и по своим гидрохимическим характеристикам близко к оз. Костомукшскому. В печени плотвы из оз. Койвас содержание продуктов ПОЛ значительно ниже, чем у рыб, обитающих выше по течению р. Кенто (табл.), что может быть связано с существенными различиями в концентрации ионов в воде данных водоемов. Таким образом, установлена четкая зависимость степени перекисидации липидов в печени плотвы от концентрации минеральных ионов в исследованных озерах.

В ходе работы установлен высокий уровень продуктов ПОЛ в жабрах плотвы (табл.). Вероятно, это объясняется повышенной степенью оксигенации в данном органе, что, как следствие, приводит к усиленному окислению мембранных липидов жабр. Исключение составили рыбы из оз. Костомукшского, где концентрация малонового диальдегида, диеновых конъюгатов и диенкетонов в жабрах была ниже, чем в печени плотвы (табл.). Вероятно, это связано с тем, что взмученность хвостохранилища способствует механическому забиванию тычинок жабр мелкодисперсной взвесью, приводящему к уменьшению оксигенации ткани и снижению аэробного обмена; и, как следствие, снижению активности перекисных процессов [Моисеенко, 2009]. Недостаток поступления кислорода приводит к накоплению в жабрах триацилглицеринов и низкому уровню холестерина [Васильева и др., 2012]. Снижение холестерина в жабрах влияет на изменение микровязкости биомембран, что может стать причиной нарушения осморегуляторной функции данного органа. Подобные модификации липидных компонентов при влиянии техногенного загрязнения были установлены в ранее проведенных исследованиях [Биота..., 2012; Tkatcheva, 2004; Zaman et al., 2008]. У пресноводных рыб, обитающих в гипотоничной среде, вода проникает в организм через жабры, кожу и перорально с пищей. Для предупреждения обводнения организма в почках хорошо развит фильтрационный аппарат (многочисленные клубочки и канальцы) и выделяется большое количество гипотоничной мочи. Потеря солей компенсируется реабсорбцией их в дистальных почечных канальцах, а также проникновением через жабры и поступлением с кормом [Анисимова, Лавров-

ский, 1983]. Высокая минерализация хвостохранилища Костомукшского ГОКа создает непривычную – гипертоничную среду обитания для пресноводных рыб, что влияет, прежде всего, на функционирование их жабр и почек, регулирующих водно-солевой баланс организма. Интересно отметить, что уже в оз. Окуновом уровень малонового диальдегида в жабрах плотвы значительно выше, чем в жабрах рыб из хвостохранилища, что может быть связано с отсутствием в оз. Окуновом мелкодисперсной взвеси. При сравнении концентрации продуктов ПОЛ в жабрах рыб из озер Окунового и Койвас достоверных различий не установлено (табл.).

В мышцах рыб обнаружено самое низкое содержание продуктов ПОЛ по сравнению с другими тканями (табл.). Активность перекисных процессов в данной ткани у плотвы из разных водоемов достоверно не различалась. Учитывая крайнюю чувствительность перекисных процессов к различному роду воздействий, можно сделать предположение о достаточно высокой адаптации мышц изученных видов рыб к влияниям, исследуемым в данной работе.

Таким образом, в тканях плотвы, обитающей в оз. Костомукшском, перекисные процессы протекают активнее. Озеро Койвас наиболее удалено от предприятия, поэтому в тканях рыб, обитающих в данном озере, степень пероксидации наименьшая. Активность перекисных процессов снижается в ряду: печень – жабры – мышцы. Наиболее выраженные различия в содержании продуктов ПОЛ обнаружены в печени рыб, что, возможно, определяется высокой метаболической и детоксикационной активностью этого органа.

Работа выполнялась в рамках государственного задания № 0221-2014-0003, при финансовой поддержке проекта № 0221-2015-0003.

Литература

Анисимова И. М., Лавровский В. В. Ихтиология. М.: Высшая Школа, 1983. 255 с.

Биота северных озер в условиях антропогенного воздействия / Ред. Н. Н. Немова, Н. В. Ильмаст, Е. П. Иешко, О. В. Мещерякова. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2012. 230 с.

Васильева О. Б., Назарова М. А., Рупатти П. О., Немова Н. Н. Липидный состав и некоторые показатели перекисного окисления липидов в пе-

чени рыб в условиях антропогенной нагрузки // Материалы Всерос. конф. с междунар. участием «Физиологические, биохимические и молекулярно-генетические механизмы адаптаций гидробионтов» (Борок, 22–27 сент. 2012 г.). Борок, 2012. С. 60–65.

Владимиров Ю. А., Арчаков А. И. Перекисное окисление липидов. М., 1972. 252 с.

Гаврилов В. Б., Гаврилова А. Р., Мажуль Л. М. Анализ методов определения продуктов перекисного окисления липидов в сыворотке крови по тесту с тиобарбитуровой кислотой // Вопросы медицинской химии. 1987. № 1. С. 118–121.

Гублер Е. В., Генкин А. А. Применение критериев непараметрической статистики для оценки различий двух групп наблюдений в медико-биологических исследованиях. М.: Медицина, 1969. 29 с.

Моисеев Т. И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.

Пименов Ю. Т., Осипова В. П., Дьякова Л. А. и др. Определение скорости пероксидного окисления липидов в печени русского осетра (*Acipenser güldenstädti Brandt*) *in vitro* в присутствии соединений ртути и порфиринов // Вестник АГТУ. 2004. Т. 23, № 4. С. 46–51.

Стальная И. Д., Гаршивили Т. Г. Метод определения малонового диальдегида // Современные методы в биохимии / Под ред. Ореховича В. Н. 1997. С. 66–68.

Tkatcheva V., Hyvärinen H., Kukkonen J. et al. Toxic effects of mining effluents on fish gills in a subarctic lake system in NW Russia // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2004. № 57 (3). P. 278–289.

Zaman M. U., Sarker S. R., Hossain S. The effects of industrial effluent discharge on lipid peroxide levels of punti fish (*Puntius sophore*) tissue in comparison with those of freshwater fish // Journal of Food Lipids. 2008. V. 15, N 2. P. 198–208.

EFFECT OF KOSTOMUKSHA ORE DRESSING MILL ON THE PROCESSES OF LIPID PEROXIDATION IN THE TISSUES OF ROACH *RUTILUS RUTILUS* (LINNAEUS, 1758)

O. B. Vasil'eva¹, M. A. Nazarova², N. N. Nemova¹

¹ *Institute of Biology KarRC of RAS*

² *Vologda State University*

The research deals with the concentration of lipid peroxidation products (malondialdehyde, conjugated diene and dienketonov) found in the liver, muscles

and gills of roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) inhabiting the lakes of the Kentti river system. The effect of hydro-chemical characteristics of the lakes with varying degrees of anthropogenic load on the intensity of lipid peroxidation processes in the tissues of the roach was revealed.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЛОСОСЕВЫХ РЫБ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

Л. А. Беличева¹, И. А. Тыркин^{1,2}

¹ *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

² *Государственный научно-исследовательский институт
озерного и речного рыбного хозяйства*

Получены данные о плотностях расселения, половой, возрастной, размерно-весовой структуре молоди лососевых рыб (пресноводного лосося – *Salmo salar* и кумжи – *Salmo trutta*) из двух малых рек юго-западного побережья Онежского озера. На основе гистологического анализа проведена оценка состояния жабр и печени молоди лососевых рыб урбанизированных притоков Онежского озера в период летнего нагула. Было показано, что для особей обеих рек характерно наличие морфофункциональных изменений в исследуемых органах.

В связи с постоянным воздействием человека на северные экосистемы численность многих популяций животных, в том числе и рыб, резко сокращается. В течение последнего столетия в России и сопредельных северных странах наблюдалось резкое сокращение многих диких популяций наиболее ценных представителей ихтиофауны – лососевых рыб. Среди представителей ихтиофауны Европейского Севера России лососевые наряду с сиговыми видами рыб являются наиболее чувствительными и наименее резистентными к антропогенным изменениям среды. Нарушение и деградация естественных нерестово-нагульных местообитаний в реках, в которые производители атлантического лосося и кумжи заходят для размножения, считаются одной из основных причин снижения численности лососевых.

Устойчивое функционирование популяций и сообществ немислимо без здоровых жизнеспособных особей. Гистопатологические изменения признаны надежными индикаторами состояния здоровья рыб [Hinton et al., 1992; Bernet et al., 1999; van der Oost et al., 2003; Лукин, Шарова, 2004; Au, 2004] и использовались как инструмент для оценки состояния здоровья у диких особей в целом ряде исследований [Teh et al., 1997; Schwaiger, 2001; Handy et al., 2002; Schmalz et al., 2002; Steintiford et al., 2003]. Как правило, на изменения состояния окружающей среды реагируют такие органы, как жабры, печень и почки. Цель данной работы заключалась в исследовании состояния жабр и печени лососевых рыб урбанизированных притоков Онежского озера в период летнего нагула. Эти органы выполняют в организме разнообразные функции. Анализируя их состояние, можно судить об общем физиологическом состоянии организма особи в целом, а также в определенной степени о характере патологических изменений в обмене веществ.

Сбор ихтиологического материала проводился на реках Лососинке и Нелуксе в конце августа 2014 г. Обе реки относятся к группе малых рек юго-западного побережья Онежского озера. В течение долгого времени экосистемы данных водотоков подвергаются комплексному антропогенному воздействию, что ведет к ухудшению качества воды, нарушению структуры биоценозов, снижению видового разнообразия. Лососинка в течение многих лет является приемником ливневого стока города и отдельных предприятий, что определяет многофакторность загрязнения, связанного с промышленным и бытовым водопользованием. На водосборе р. Нелуксы находится объект размещения твердых бытовых отходов – крупнейшая официальная свалка в окрестностях г. Петрозаводска и потенциальный источник загрязнения поверхностных и подземных вод.

Молодь отлавливалась электроловом «FA-3» (Норвегия) по стандартной методике [Karlstrom, 1976]. Участки, потенциально пригодные для обитания молоди пресноводного лосося (*Salmo salar*) и кумжи (*Salmo trutta*), облавливались три раза для максимального изъятия молоди лосося. В процессе облова молодь собиралась в емкость с водой объемом 10 л. После облова произво-

дился подсчет общего числа рыб, пойманных на облавливаемом участке реки. У рыб определялись размерно-весовые характеристики, пол и стадия зрелости гонад, возраст [Правдин, 1966; Мартынов, 1987]. Для гистологического анализа отбирали жабры и печень. Образцы органов фиксировали жидкостью Буэна и заливали в парафин. Срезы толщиной 5–7 мкм окрашивали гематоксилин-эозином по стандартной методике [Волкова, Елецкий, 1982]. Полученные препараты обследовали на микроскопе при увеличении 100, 200 на наличие патологий.

Нелукса. Обловы производились на участке реки в 5,75 км от устья. Русло реки выстлано гравием, галькой, валуном. Площадь облова составила 26 м². Отловленная молодь кумжи была представлена двумя возрастными группами: двухлетками (1+) и трехлетками (2+). Сеголетки обнаружены не были, что говорит об отсутствии нереста производителей на данном участке осенью 2013 г. Численность для возрастной группы 1+ составила 60 экз./100 м², 2+ – несколько ниже, 46,6 экз./100 м², общая – 106,6 экз./100 м². Половая структура характеризовалась доминированием самок (линейно-весовые показатели см. в табл.).

Линейные и весовые показатели лосося и кумжи

Вид	Пол, % ♀/♂	Возраст	Соотношение, %	Длина АС (M ± S), см	Масса, г
Лосось	43/57	0+	33	7,8 ± 0,5	5,9 ± 0,9
		1+	40	14,6 ± 0,1	36 ± 1,5
		2+	27	16,3	54,7
Кумжа	6/94	1+	56	9,5 ± 0,6	8,3 ± 1,3
		2+	44	13,0 ± 1,2	22,4 ± 6,7

Отловленная молодь кумжи обладала характерной окраской, отклонений в поведенческих реакций не наблюдалось, рыбы активно избегали визуальных и тактильных раздражителей. Гистологический анализ жабр выявил различные нарушения кровообращения, состоявшие, главным образом, из гиперемии капилляров респираторных ламелл, реже мелких кровоизлияний и в одном случае – появления аневризм. У большей части отловленных эк-

земпляров кумжи в жабрах наблюдалась различная степень гиперплазии эпителия. У особей часто отмечали отеки респираторного эпителия, реже – небольшие и единичные участки инфильтрации лейкоцитами. К распространенным формам патологии у кумжи р. Нелуксы относится и разрастание соединительной ткани – фиброзы, приводящие к нарушению структуры филамента. Реже у исследованных рыб диагностировались такие структурные изменения, как искривление и укорочение респираторных ламелл, избыточная продукция слизи, интраваскулярный гемолиз эритроцитов и некроз клеток.

В печени обследованных особей расстройства микроциркуляции включали венозное полнокровие и стазы, а также кровоизлияния. Следует отметить, что более чем в половине случаев эритроциты, заполнявшие сосуды, были гемолизированы. Нарушения структуры также отмечались в желчных протоках: почти у половины обследованных особей вокруг желчных протоков наблюдалось разрастание соединительной ткани. В ряде случаев фиброз желчных протоков сопровождался появлением отложений в просвете протока, кариопикнозом в клетках выстилающего эпителия и/или пролиферацией желчных протоков. На препаратах печени большей части исследуемых рыб можно было наблюдать различные по площади участки некротических преобразований гепатоцитов и некроза паренхимы. Жировую дистрофию печеночной ткани наблюдали у значительно меньшего числа особей. Также в печени встречались небольшие участки ткани, инфильтрованные лейкоцитами. Практически у всех обследованных особей наблюдались признаки повышенной митотической активности – увеличение плоидности клеток, однако случай регенерации печеночной паренхимы был выявлен лишь у одной особи. Следует отметить, что у одной особи на общую картину состояния печени мог повлиять паразитарный фактор: в печени были обнаружены цисты паразитов.

Лососинка. Обловы производились на участке реки в 200 м от устья. Дно выстлано валуном и галькой, также встречаются и омутки, обрастания незначительны. Площадь облова на нерестово-

нагульном участке составляла 180 м². Численность молоди лосося составила 20 экз./100 м². Возрастная структура молоди лосося на обловленном участке представлена тремя возрастными группами (табл.). В ходе исследования установлено, что численность сеголетков ниже, чем рыб старших возрастных групп, что свидетельствует о снижении числа производителей на нерестово-нагульном участке в 2013 г. по сравнению с 2012 г. Естественное воспроизводство лосося нестабильно. В половой структуре молоди лосося преобладали самцы (линейно-весовые показатели см. в табл.).

В прошлом р. Лососинка была населена лососем и озерной форелью, однако строительство плотин нарушило пути миграции проходных рыб. В настоящий момент лосою доступен нерестово-нагульный участок площадью около 500 м², расположенный перед первой плотиной, в 0,5 км от устья. Еще две плотины расположены выше по течению – в 2,5 и 3,1 км от устья. Все они непреодолимы для лосося.

При визуальном осмотре и патологоанатомическом вскрытии молоди лосося, обитающего в р. Лососинке, внешних признаков патологии отмечено не было. В результате гистологического исследования было установлено, что наиболее распространенными изменениями в жабрах рыб являются небольшие отеки и слабая гиперплазия эпителия на отдельных участках респираторных ламелл. С высокой частотой в жабрах рыб отмечали разрастания соединительной ткани – фиброзы. У небольшого числа обследованных особей реки отмечалась избыточная продукция слизи, мелкие скопления отложений пигмента и интраваскулярный гемолиз эритроцитов. Нарушений кровообращения в данном органе отмечено не было.

В печени молоди лосося р. Лососинки наблюдались расстройства микроциркуляции, о которых судили по обнаруженным на препаратах венозному полнокровию, стазам и мелким кровоизлияниям. У части обследованных рыб эритроциты, заполнявшие кровеносные сосуды, были гемолизированы. В печеночной ткани половины обследованных особей отмечалась та или иная степень жировой дистрофии, реже в паренхиме обнаруживали небольшие скопления

жировых клеток. У ряда особей наблюдали появление в паренхиме небольших очагов инфильтрации лейкоцитами и диффузный некроз отдельных гепатоцитов. В печени некоторых рыб отмечали разрастание соединительной ткани вокруг желчных протоков, реже обнаруживали утолщение стенок кровеносных сосудов.

Численность всех возрастных групп кумжи в р. Нелуксе в 2014 г. была в 5 раз выше, чем молоди лосося в р. Лососинке. По темпу роста лосось (1+) превосходит кумжу той же возрастной группы в 1,5 раза по длине и более чем в 4 раза по массе. В обоих реках отловленная молодь имела наполненные пищей желудки, но р. Нелукса по ширине в 7 раз меньше р. Лососинки, что, вероятно, сказывается на кормовой базе. В р. Нелуксе плотности расселения составили почти 1 экз. кумжи на 1 м², что является максимально возможным, так как молодь кумжи и лосося проявляет отчетливое территориальное поведение [Шустов, 1983]. Известно, что защита территории требует энергетических затрат, что отражается на темпе роста кумжи.

При гистологическом анализе состояния жабр и печени молоди лосося и кумжи рек Лососинки и Нелуксы было отмечено, что у обследованных рыб в органах выявлялись как компенсаторно-приспособительные, так и патологические изменения. В одних случаях эти нарушения малы и незначительны, в других – обширны и могли оказать существенное влияние на работу органа. Диагностированные в ходе данного анализа изменения внутренних органов свидетельствуют о нарушении метаболизма, ослаблении иммунитета, развитии защитно-компенсаторных реакций и функциональных нарушений в жизненно важных органах молоди лосося и кумжи исследованных водотоков. Полученные результаты могут служить индикатором неблагоприятных условий среды обитания для данных видов рыб в исследуемых водотоках, что также может приводить к регрессивному состоянию популяции.

Исследование частично (50 %) выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00766).

Литература

Волкова О. В., Елецкий Ю. К. Основы гистологии с гистологической техникой. М.: Медицина, 1982. 304 с.

Лукин А. А., Шарова Ю. Н. Оценка качества вод на основе гистологических исследований рыб (на примере Кенозера) // Водные ресурсы. 2004. Т. 31, №4. С. 481–488.

Мартынов В. Г. Сбор и первичная обработка биологических материалов из промысловых уловов атлантического лосося (методические рекомендации). Сыктывкар, 1987. 36 с.

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищепромиздат, 1966. 270 с.

Шустов Ю. А. Экология молоди атлантического лосося. Петрозаводск, 1983. 152 с.

Au D.W.T. The application of histo-cytopathological biomarkers in marine pollution monitoring: a review // Mar. Poll. Bull. 2004. V. 48. P. 817–834.

Bernet D., Schmidt H., Meier W. et al. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution // J. Fish Dis. 1999. V. 22. P. 25–34.

Handy R. D., Runnals T., Russel P. M. Histopathologic biomarkers in three spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*, from several rivers in southern England that meet the freshwater fisheries directive // Ecotoxicology. 2002. V. 11. P. 467–479.

Hinton D. E., Baumann P. C., Garden G. R. et al. Histopathologic biomarkers / Hugget R. J., Kimerle R. A., Mehrle P. M., Bergman J. H. L. (Eds.). Biomarkers, Biochemical, Physiological and Histological markers of anthropogenic stress. FL: Boca Ration, Lewis. 1992. P. 155–209.

Karlstrom O. Quantitative Methods in Electrical Fishings in Swedish Salmon Rivers // ZOOH. 1976. V. 4. P. 53–63.

Schmalz Jr W. F., Hernandez A. D., Weis P. Hepatic histopathology in two populations of the mummichog, *Fundulus heteroclitus* // Mar. Environ. Res. 2002. V. 54 (3–5). P. 539–542.

Schwaiger J. Histopathological alterations and parasite infection in fish: indicators of multiple stress factors // J. Aquat. Ecosys. Stress Recov. 2001. V. 8. P. 231–240.

Stentiford G. D. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants / G. D. Stentiford, M. Longshaw, P. Lyons et al. // Mar. Environ. Res. 2003. V. 55. P. 137–159.

Teh S. J., Adams S. M., Hinton D. M. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress // Aquat. Toxicol. 1997. V. 37. P. 51–70.

Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // Environ. Toxicol. Pharmacol. 2003. V. 13. P. 57–149.

**PRESENT STATE OF SALMONIDS INHABITING
LAKE ONEGO URBAN TRIBUTARIES**

L. A. Belicheva¹, I. A. Tyrkin^{1,2}

¹Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

²State Research Institute on Lake and River Fisheries

The current data on the density, sex and age structure, size and weight characteristics of two salmonids species (freshwater salmon – *Salmo salar* and brown trout – *Salmo trutta*) inhabiting urban tributaries of Lake Onego are revealed. To assess the health state of studied salmonids species during the summer feeding period, histological analysis of gills and liver was used. A variety of histopathological changes was found in tissues of fish from both streams.

СТЕНДОВАЯ СЕССИЯ

PALEOENVIRONMENTAL RECONSTRUCTION FROM LAKE SEDIMENTS OF PILCINE, LATVIA

L. Pundure, K. Stankevica, L. Kalnina

Department of Environmental Science, University of Latvia, Riga

Paleolimnology studies provide a valuable information of environmental long term changes. Full sediment profile 3 m was taken from Lake Pilcines for paleoenvironmental reconstructions which are based on microfossil analysis, loss-on-ignition (LOI) and magnetic susceptibility measurements. Microfossil analyse was used to determine sapropel type with aim to identify environmental changes during the Lake Pilcines development. Loss on ignition method was used to estimate moisture, organic matter, carbonates and mineral matter content. Magnetic susceptibility method is based on presumption that everything is magnetic.

Introduction. Actual problem is a degradation of environment. This is the main reason why it is necessary to understand witch causes of degradation are natural or human made [Douglas, 2007]. Small lake sediments are suitable for paleoenvironmental studies because small lakes are influenced by environmental changes more than large lakes [Meyers, 2003]. Sediments are accumulating biological, chemical and physical components during the lake existence time. Changes of lake level, area and depth affect physical and biological processes in a lake [Jones, Jordon, 2007]. Morphometric parameters such as lake depth, shape and area are the main factors which influence chemical, physical processes. In shallow lakes biological diversity is richer than in deep water lakes because littoral zone of lake is

wider than pelagial zone [Wetzel, 2001; Bennion et al., 2010]. Mid-latitude lakes mainly are glacial in origin and sediments have been accumulated since the last Pleistocene glaciation [Jones, Jordon, 2007].

Lake sediments are composed of three components: organic, mineral and non-organic matter. Sediment in the temperate forested areas usually are with high organic matter content, over 15 %. Gyttja or sapropel are organic lake sediments which are formed from aquatic plants, benthic organisms and plankton then transformed under influence bacteria and mixed with mineral components [Korde, 1960]. In Latvia a term “gyttja” is used to define organic rich sediments for past climate studies [Stankevica et al., 2015]. Sapropel sediments absorb and release nutrients from the lake water and influence the trophic status of water body [Rutina et al., 2012].

Study area. The Lake Pilcines is located in Rēzekne district, Latgale region. Lake Pilcines (Fig. 1) is a small lake of glacial origin. Lake is situated at western part of Burzavas Hilly Area, north Latgale Upland, in the Eastern part of Latvia. The area of lake is 7.0 ha, average depth is 1.50 m and maximum depth 1.70 m. The total amount of gyttja deposits is 287.000 m³. Gyttja fills approximately 80 % of the lakes depression [Geo-Konsultants, 1998]. Sedimentation of Lake Pilcines was affected by bedrock sediments such as dolomites, marlstone and carbonates. Lake Pilcines shore is formed by an approximately 10 m wide reed (*Phragmites*) marsh belt. The lake catchment basin occupies 358 ha and is boggy, covered by mixed forest. The surrounded area is uninhabited.

Materials and methods. *Magnetic susceptibility.* Magnetic susceptibility analyse was used to measure the magnetisability of sediments. Magnetisability provides an information about the minerals that are found in sediments which particularly are Fe bearing minerals. Bartington MS2E sensor was used for measuring volume magnetic susceptibility values for open sediment core with surface was covered by plastic film. First step before measuring is necessary to ensure that surface is tightly covered in thin plastic film leaving no air pockets or wrinkles. Before sensor is placed on surface measurement is made at least 20 cm away from any object in air. Then sensor is placed on surface and next measurement is made again in air. In general, a measurement is made on the surface and the sensor is lifted for a second air measurement.

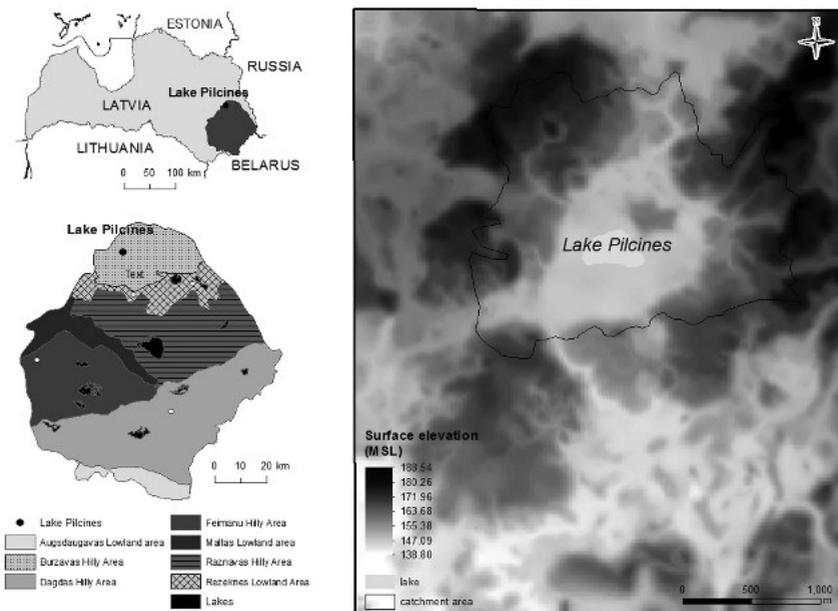


Fig. 1. Location of the study area and Lake Pilcines basin

Microfossil analyse. For microfossil analyse were analysed 30 lake sediment samples. Remains of vascular plants, algae and aquatic animals, fungi were identified. At interval 0–1 m samples were taken every 5 cm, at interval 1–3 m every 10 cm. 10 ml of water was added to 1 cm³ of the sample and vortexed for 15 min to destroy sample colloidal structure. Motic BA300 Digital Microscope with the 400–1000 times magnification was used in analyse. For the identification of organic remains, atlases of algae, freshwater and mire plants [Katz et al., 1977; Linne von Berg, Melkonian, 2010; Streble, Krauter, 2012] were used. The results were processed and visualised using the TILIA 1.7.16 software.

Loss-on-ignition (LOI). This method was applied in order to estimate the moisture, organic matter, carbonates and mineral matter content in the sediments [Heiri et al., 2001]. At first, the moisture of sediments was determined after drying it at 105 C. The content of the organic and carbonate matter was analysed by incinerating the samples sequentially at 550 C for 4 h and at 900 C for 2 h.

Results and interpretation. *Loss on ignition (LOI).* There are separable two layers of sapropel. Layer I at the interval 180–228 cm (5263–6782 cal. yr. BP) when the lake were not stabile conditions formed silicate sapropel as with high as with low ash content. Layer II (0–180 cm) from 5263 cal. yr. BP to nowadays is formed silicate sapropel with low ash content. Mineral content increases with depth. At the beginning of Lake Pilcines development sediments accumulated with high mineral content. Carbonates is 2.39 % on average and is decreased from upper layer to bottom layer. In depth 145–155 cm (4454–4699 years ago) is the rapid increasing of carbonate up to 6.91 % and not big decreasing ash content. That shows that there has been the abatement of water level.

Magnetic susceptibility. Magnetic susceptibility values affect high mineral content in sediments. At top layers X values are negative with tendency to increase with depth. At the interval 0–10 cm are more organic matter and visible remains of plants. At the interval 170–180 cm values rapidly increase from average 2.6 to 4. This may indicate enhancement of erosion process at the catchment territory.

Microfossil analyse. Six microfossil zones were established. Microfossils are represented by three algae groups: cyanobacteria, green algae, diatoms, vascular plants, aquatic animals and fungi.

P_{MI}-6 zone, age 386-before present, depth 0–40 cm. Dominate *Anabaena* and *Melosira* sp. Amount of *Anabaena* increases from 2.2 to 41.1 %. Average amount of *Melosira* is 15.3 %. *Tabellaria* sp. are increased in upper part of the zone from 4.3 to 13.2 %. Average amount of *Pinullaria* sp. is 2 %. Green algae in small amount are represented by *Desmidiiales*, *Pediastrum* and *Scenesdesmus*. Aquatic animals mainly are represented by *Spongilla*, average 1.3 %.

P_{MI}-5 zone, age 386–4872 cal BP, depth 40–150 cm. Still dominates *Anabaena*, average amount 22 %. *Tabellaria* decreases from 13.2 to 0.2 %. Higher plants remain increase from 22 to 48 %. Appears *Surirella* average amount 0.2 %. *Navicula* varies from 0.1 to 6 %.

P_{MI}-4 zone, age 4872–6000 cal BP, depth 150–220 cm. Higher plants continue increase. Amount of *Anabaena* decreases from 22 to 14 %. *Melosira* decreases from 12 to 3.5 %. *Tabellaria* appears in small amount.

Aquatic animals *Cladocera* varies from 0.6–1.8 %. Green algae mainly are represented by *Pediastrum* 0.8 %.

P_{MI}-3 zone, age 6000–6331 cal BP, depth 220–240 cm. Higher plants still continues increase. *Melosira* is continuing to decrease. From Green algae appears *Desmidiaceae*.

P_{MI}-2 zone, age 6331–6827 cal. BP, depth 240–270 cm. Average amount of *Anabaena* is 25 %.

P_{MI}-1 zone, age 6827–7158 cal BP, depth 270–300 cm. High amount of Higher plants.

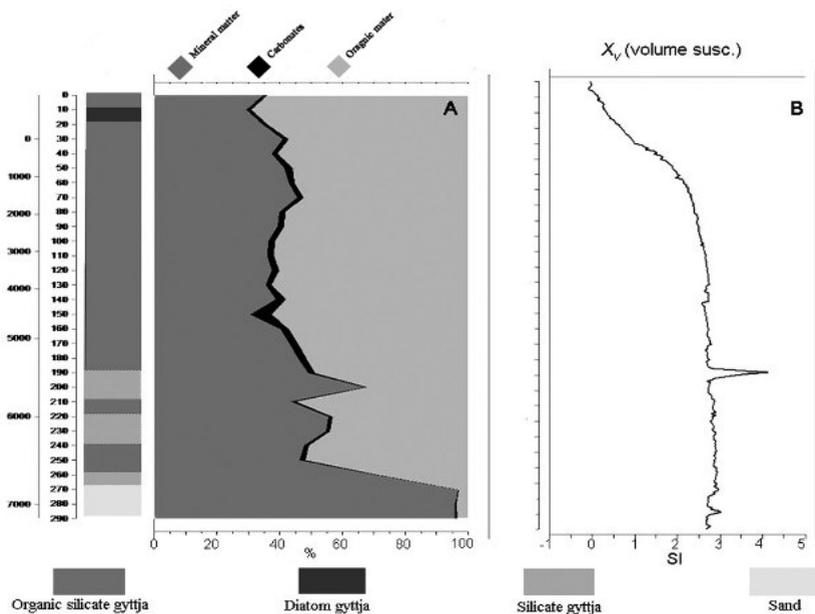


Fig. 2. Lake sediments:

A – changes in mineral matter, carbonate and organic matter content; B – magnetic susceptibility

High amount of *Bacillariophyceae* are as indicators of periodical environmental changes. Diatoms response quickly to changes of phosphors level. *Melosira* sp. mainly appear in eutrophic lakes. The main reason of rapidly decreasing of *Bacillariophyceae* at depths 50–55 cm and 140–160 cm is increasing of carbonates content in sediments.

Heiri O., Lotter A. F., Lemcke G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results // *Journal of Paleolimnology*. 2001. V. 25. P. 101–110.

Jones R. T., Jordan J. T. Lake level studies // *Elias, Scott A.* (Editor in chief). *Encyclopedia of Quaternary Science*. Vol. 3. Elsevier B. V. 2007. P. 2020–2023.

Katz N. J., Katz S. V., Skobejeva E. I. *Atlas of Plant Remains in Peat*. Moscow: Nedra, 1997.

Korde N. V. *Biostratification and Typology of Russian Sapropels*. Moscow: USSR Academy of Science, 1960.

Linne von Berg K. H., Melkonian M. *Der Kosmos-Algenführer*. Kosmos, Stuttgart, 2010.

Meyers P. A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes // *Organic Geochemistry*. 2003. V. 34, N 2. P. 261–289.

Rutina L., Cerina A., Stankevica K., Klavins M. Character of paleovegetation change in lakes Pilcines, Pilveļu and Padēlis. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, supplement 3, 2012. P. 94–107.

Stankevica K., Kalnina L., Klavins M. et al. Reconstruction of the Holocene palaeoenvironmental conditions according to the multiproxy sedimentary records from Lake Pilvelis, Latvia // *Quaternary International*. 2015. P. 1–14.

Streble H. Krauter D. *Das Leben im Wassertropfen*. 2012.

Wetzel R. G. *Limnology, Lake and river ecosystems*. Third Edition. Academic press, an imprint of Elsevier, 2001. 985 p.

ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ УРОВНЯ ВОДЫ АРАЛЬСКОГО МОРЯ ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ И КЛИМАТИЧЕСКОГО РЕАНАЛИЗА

Г. В. Айзель¹, А. С. Ижицкий²

¹ *Институт водных проблем РАН*

² *Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН*

Исследование динамики уровня Аральского моря является актуальной научной задачей в силу необходимости понимания механизмов природных и антропогенных процессов, индуцировавших радикальное изменение его водного и солевого балансов за последние 50 лет. С конца 60-х гг. прошлого века объем моря уменьшился на 90 %, на порядок возросла соленость его воды. Исследование про-

цессов гидрологического цикла Аральского моря затруднено недоступностью данных современных измерений составляющих его водного баланса. В работе сделана попытка привлечения современных данных дистанционного зондирования (спутниковой альтиметрии DAHITI) и климатического реанализа (ERA-Interim) для оценки динамики уровня воды северной части Аральского моря.

Начиная с 60-х гг. прошлого века Аральское море претерпевает необратимые изменения своего водного и солевого режима, кардинальные изменения коснулись не только экосистемы самого моря, но и затронули весь его бассейн (рис. 1). За последние 15 лет усугубилась тенденция разделения Аральского моря на три различных бассейна: глубоководный Западный, мелководный Восточный и малый Северный. Так, Восточный бассейн Аральского моря в последние годы фактически перестал быть постоянным водоемом, став эфемерным озером, существование которого определяется величиной сезонной полноводности стока р. Амударьи. Северный бассейн Аральского моря (или Малое Аральское море) в последние годы почти потерял связь с другими бассейнами – как по естественным причинам высыхания Западного и Восточного бассейнов, так и по причине строительства дамбы, предназначенной для сведения к минимуму водообмена между котловинами [Zavialov, 2007; Izhitskiy et al., 2014].



Рис. 1. Современное состояние Аральского моря (источник: earthobservatory.nasa.gov/Features/WorldOfChange/aral_sea.php)

В данной работе мы сделали акцент на исследовании динамики уровня Малого Аральского моря (рис. 2). В последние годы, после минимизации его водообмена с другими частями моря, в нем начал устанавливаться стабильный водно-солевой режим, близкий по характеристикам к режиму Аральского моря до начала процесса разделения.

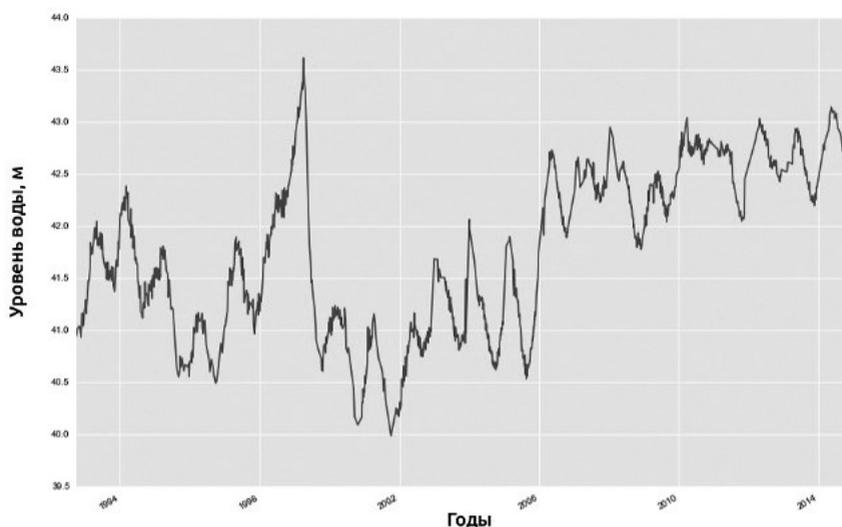


Рис. 2. Современные колебания уровня воды Малого Аральского моря

Современные натурные наблюдения на всех частях Аральского моря носят эпизодический характер, большинство режимных мониторинговых гидрометеорологических пунктов и станций прекратили свое существование в первой половине 1990-х гг., поэтому в данной работе была использована база данных не прямых наблюдений за уровнем воды, свободно распространяемая проектом DANIT (рис. 2) [Schwatke et al., 2015], а также база данных климатического реанализа ERA-Interim (рис. 3) [Dee et al., 2011].

Главной целью данной работы является исследование возможности моделирования динамики уровня водоема, расположенного в аридных условиях, с использованием только не прямых, дистанци-

онных измерений. Для анализа был выбран период с 2002 по 2014 г., все суточные (реанализ) и декадные (уровень воды) данные измерений были приведены к среднемесячным значениям.

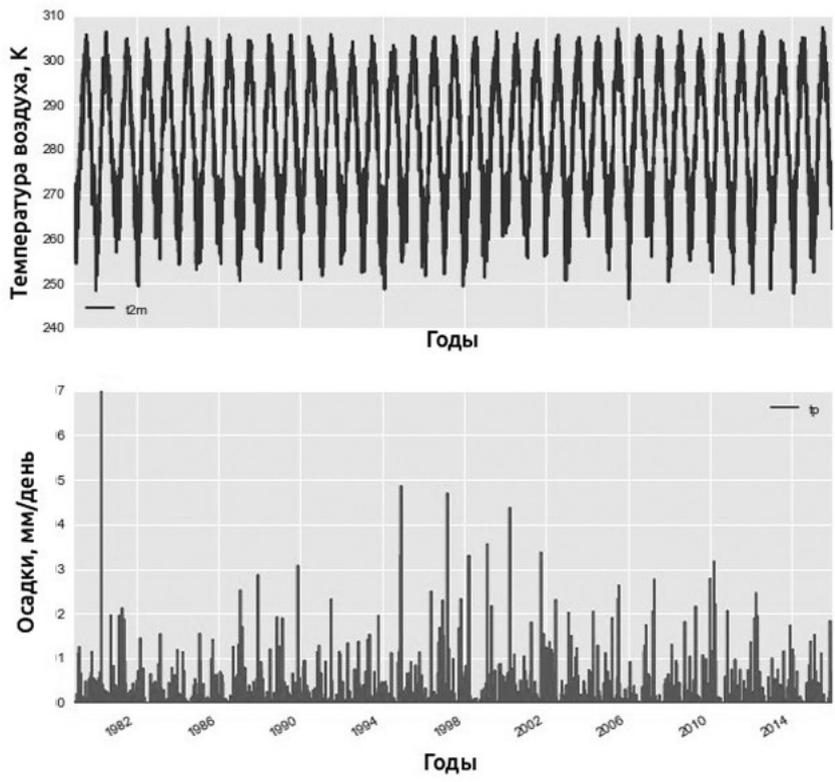


Рис. 3. Дневной ход температуры воздуха и количества осадков над акваторией Малого Аральского моря за период с 1979 по 2015 г.

В качестве модели, связывающей среднемесячные нормы колебаний климатических характеристик с динамикой уровня воды, была выбрана модель регрессии решающих деревьев, которая в общем виде представляет собой непараметрическую модель машинного обучения – простую модель «белого ящика», алгоритм принятия решений которой может быть описан набором простых булевых функций. Достоинствами модели регрессии решающих дере-

вьев являются: интерпретируемость, быстрота обучения, высокая толерантность к неполным данным. В качестве недостатков обычно выделяют: высокую способность к переобучению, неустойчивость при доминировании одного решающего класса, сложность поиска точной структуры дерева.

Анализ значимости признаков показал, что параметры средней температуры, количества осадков и величины общего испарения оказывают наибольшую значимость на результаты построения модели решающих деревьев, поэтому только они были выбраны в качестве предикторов финальной модели (рис. 4) – это позволило сделать модель менее восприимчивой к шумам (робастной), а также минимизировало риск переобучения.

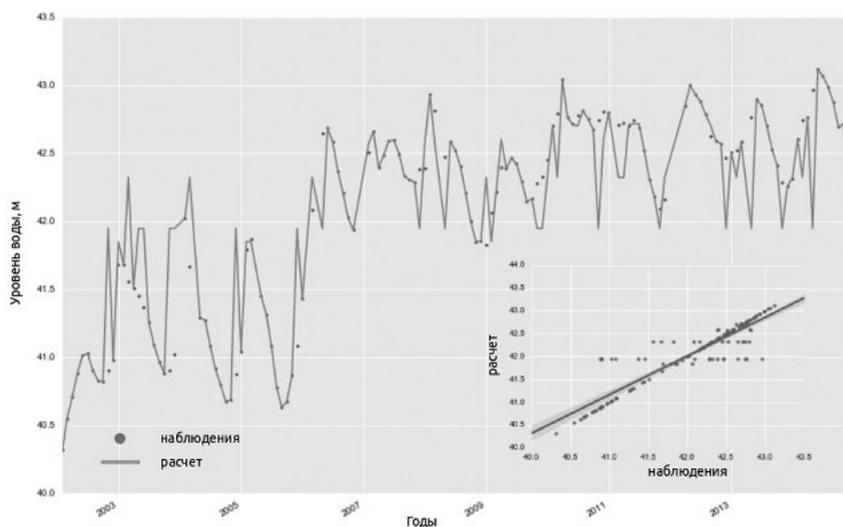


Рис. 4. Результаты моделирования среднемесячной динамики уровня Малого Аральского моря за период с 2002 по 2014 г.

Результаты показывают высокую обобщающую способность использованной модели на выбранном периоде – доля объясненной дисперсии (R^2) составляет 85 %. Выбросы модельных значений в области отрицательных аномалий в периоды спада уровня можно объяснить отсутствием учета притока воды р. Сырдарьи.

Направления дальнейших исследований динамики уровня Малого Аральского моря видятся в привлечении эпизодических данных натуральных измерений для проверки и более детальной настройки используемой модели, а также в использовании модели формирования стока р. Сырдарьи для восстановления значений естественного притока воды в Малое Аральское море.

Работа выполнена при поддержке Мегагранта Минобрнауки РФ №14. В25.31.0026. Создание модели формирования речного стока р. Сырдарьи на основе применения методов машинного обучения выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках гранта № 16-17-10039.

Литература

Dee D. P., Uppala S. M., Simmons A. J. et al. The ERA-Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system // Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. 2011. V. 137(656). P. 553–597.

Izhitskiy A. S., Zavialov P. O., Roget E. et al. On thermohaline structure and circulation of the Western Large Aral Sea from 2009 to 2011: Observations and modeling // Journal of Marine Systems. 2014. V. 129. P. 234–247.

Schwatke C., Dettmering D., Bosch W., Seitz F. DAHITI – an innovative approach for estimating water level time series over inland waters using multi-mission satellite altimetry // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2015. V. 19. P. 4345–4364. doi: 10.5194/hess-19-4345-2015.

Zavialov P. O. Physical oceanography of the dying Aral Sea. Springer Science & Business Media, 2007.

THE INVESTIGATION OF THE ARAL SEA LEVEL DYNAMICS BASED ON REMOTE SENSING AND CLIMATE REANALYSIS DATA

G. V. Ayzel¹, A. S. Izhitskiy²

¹ Institute of Water Problems of RAS

² Shirshov Institute of Oceanology, RAS

The Aral Sea level dynamics research is an urgent scientific task regarding to the fact that the environmental and anthropogenic mechanisms have induced dramatical change of water and salt balances for the last 50 years. Since late 1960s the sea volume has decreased by 90 % and its salinity has increased a lot. The Aral Sea hydrological cycle processes investigation is limited by the total shrinkage of modern water balance measurements. This work presents an effort of using modern data of remote sensing measurements (satellite altimetry DAHITI) and

climatic reanalysis (ERA-Interim) for the research of the level dynamics in the northern part of the Aral Sea.

СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ СТАРИЧНЫХ ОЗЕР ОСТРОВА САМОЙЛОВСКИЙ (ЮЖНАЯ ЧАСТЬ ДЕЛЬТЫ РЕКИ ЛЕНЫ, САХА-ЯКУТИЯ)

А. В. Ананьева¹, Е. Н. Абрамова², Н. В. Шакурова¹

¹ Казанский федеральный (Приволжский) университет

² Государственный природный заповедник «Усть-Ленский»

Проанализирована структура зоопланктона двух старичных водоемов о. Самойловский (Южное и Северное), находящихся на одной речной террасе. По наблюдениям летнего периода наибольшая численность и биомасса зоопланктона отмечена в начале июня для оз. Южного и в середине июля – для оз. Северного. Доминирующей группой по показателям численности и биомассы являются копеподы. Основной вклад в видовое разнообразие копепод оз. Южного вносят *Cyclopoida*, оз. Северного – науплиальные стадии. По таксономическому составу зоопланктонное сообщество озер Южного и Северного (о. Самойловский) может быть охарактеризовано как ротаторно-копеподное, включающее как эвритопные виды (например, *Keratella cochlearis*, *Notholca acuminata*, *Cyclops strenuus*, *Daphnia pulex*), так и сугубо бореальные виды (*Cyclops kolensis*, *Heterocope borealis*, *Leptodiptomus angustilobus*).

Река Лена, впадая в море Лаптевых, образует обширную уникальную дельту, которая богата различными водоемами пойменного и термокарстового происхождения [Антонов, 1967]. Одним из видов пойменных водоемов являются старичные озера. Мы проанализировали структуру зоопланктонных сообществ двух старичных водоемов – озер Южного и Северного, находящихся на одной речной террасе о. Самойловский южной части дельты р. Лены.

Сбор зоопланктона двух старичных озер (Южное и Северное) был проведен в весенне-летний период 2013 г. в ходе работы лет-

ней экспедиции российско-немецкого проекта «Система моря Лаптевых». С мая по июнь в связи с обледенением водоемов сбор планктона осуществлялся стандартно, процеживанием 50 л воды через качественную сеть Апштейна (размер ячеек 80 мкм). В июле, после таяния льдов, забор проб проводился вертикальным протягиванием от дна до поверхности малой сети Джеди (100 мкм). Одновременно с отбором биологических проб проводился физико-химический анализ воды (на базе гидрохимической лаборатории НИС «Самойловский»). Средняя сезонная температура воды составила 8 °С для оз. Южного и 7,6 °С – для оз. Северного. Наименьшая средняя месячная температура воды для старичных озер отмечена в мае (0,4 °С), наибольшая – в середине июля (14,1 °С – для оз. Южного и 13,5 °С – для оз. Северного), что в целом согласуется с общим характером динамики температуры в данном районе. Содержание кислорода в воде пойменных озер – 5–9 мг/л. Водородный показатель (рН 6,5–8,0) варьирует у границы нейтральной среды. Камеральная обработка материала осуществлялась в гидробиологической лаборатории НИС «Самойловский» и лаборатории кафедры зоологии и общей биологии Казанского университета по общепринятой методике [Богоров, 1941; Численко, 1968; Методические рекомендации..., 1982]. Количественная обработка в условиях станции осуществлялась с помощью камеры Богорова под бинокляром Olympus SZX9, а также под стереоскопическим панкратическим микроскопом MC-2-ZOOM со световодами. Для определения до вида были использованы микроскопы Olympus U-DA, Primo Star (Carl Zeiss), «Микромед С-12». Удобен при работе с планктоном универсальный микроскоп Axio Imager M2 с функцией мультифокусной съемки. Такая съемка позволяет рассмотреть все детали организма в одной плоскости. Он же был использован для морфометрических наблюдений (совместно с программой CZ AxioVision).

Количественный учет и таксономическая идентификация проведены на 18 709 экземплярах из 60 проб.

В старичных пойменных озерах о. Самойловский выявлено 24 вида зоопланктонных организмов, принадлежащих к двум типам *Rotifera* и *Arthropoda*, 3 классам, 6 отрядам, 11 семействам.

Установлено, что зоопланктонные сообщества озер Южного и Северного имеют ряд общих черт. Прежде всего, доминантной в видовом отношении группой являются ракообразные (*Crustacea*): *Copepoda*, *Cladocera*, *Diplostraca*, составляющие 56 % от общего числа видов (табл.). Наибольший вклад в видовое разнообразие ракообразных вносят копеподы, а именно – *Cyclopoida*. Что касается двух других отрядов, то представителей отряда калянид в 2 раза меньше, чем циклопид, а Harpacticoida представлен единственным видом – *Canthocamptus glacialis*.

Высоко разнообразие коловраток – они составляют 46 % от всех выявленных в пробах видов (табл.). По таксономическому составу зоопланктонное сообщество пойменных озер южной части дельты Лены (о. Самойловский) может быть охарактеризовано как ротаторно-копеподное (рис. 1–2).

Состав зоопланктона по систематическим группам

Систематическая группа	Число видов	% от общего числа видов
Rotifera (коловратки)	11	46
Crustacea (ракообразные)	13	54
Copepoda	10	41
Cyclopoida	6	25
Calanoida	3	13
Harpacticoida	1	4
Diplostraca	3	13

Еще одной универсальной чертой пойменных озер о. Самойловский является присутствие как эвритопных видов (среди коловраток такими являются *Keratella cochlearis*, *Notholca acuminata*, *Kellicottia longispina* и др.; среди *Crustacea* – *Acanthocyclops vernalis*, *Cyclops strenuus*, *Daphnia pulex*), так и ограниченных северными широтами видов (*Cyclops kolensis*, *Heterocope borealis*, *Leptodiptomus angustilobus*).

Зоопланктонная фауна старичных озер южного участка дельты Лены качественно и количественно отличается друг от друга. В структуре зоопланктонных сообществ пойменных озер Южного и Северного доминирующей группой по показателям численности и

биомассы являются копеподы. Но для оз. Южного характерны высокие показатели *Cyclopoida*, для Северного – обилие науплиальных стадий (рис. 4–5).

В весенне-летний период наблюдений средняя численность и биомасса зоопланктонных организмов оз. Южного составили 9470 экз./м³ и 0,19 г/м³, соответственно; а на оз. Северном – 6263 экз./м³ и 0,05 г/м³ (рис. 3). Наибольшая численность и биомасса зоопланктона в оз. Южном были отмечены в начале июня, тогда как на оз. Северном – в середине июля.

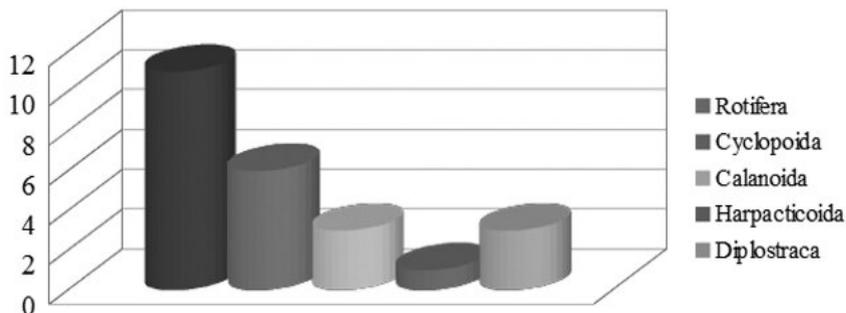


Рис. 1. Распределение основных таксономических групп зоопланктона в пойменных озерах дельты р. Лены

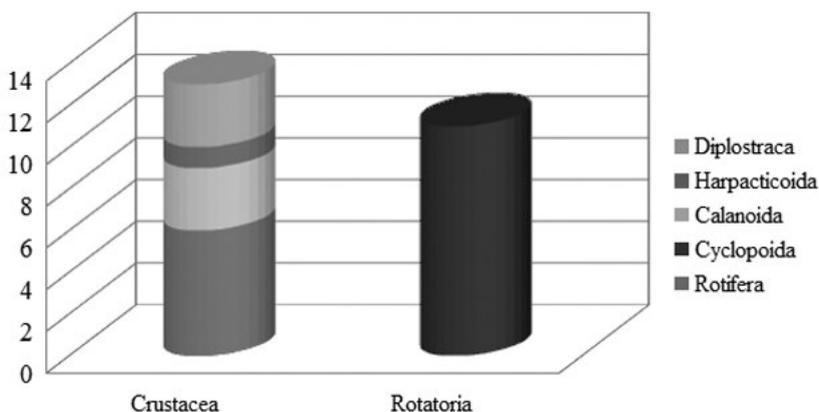


Рис. 2. Распределение зоопланктона между Rotifera и Crustacea в пойменных озерах дельты р. Лены

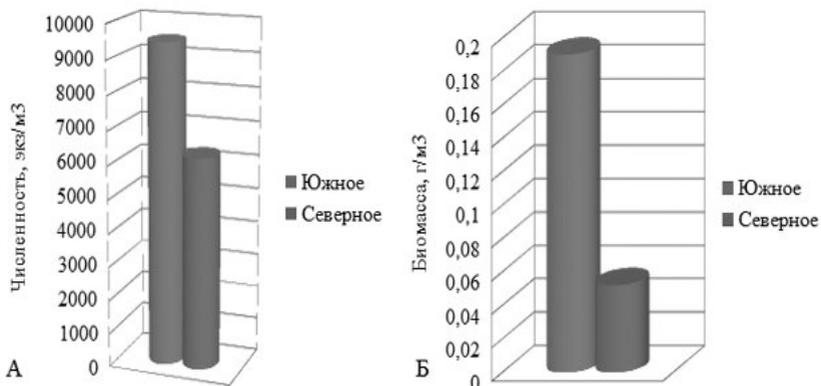


Рис. 3. Численность (А) и биомасса (Б) зоопланктона озер Южного и Северного

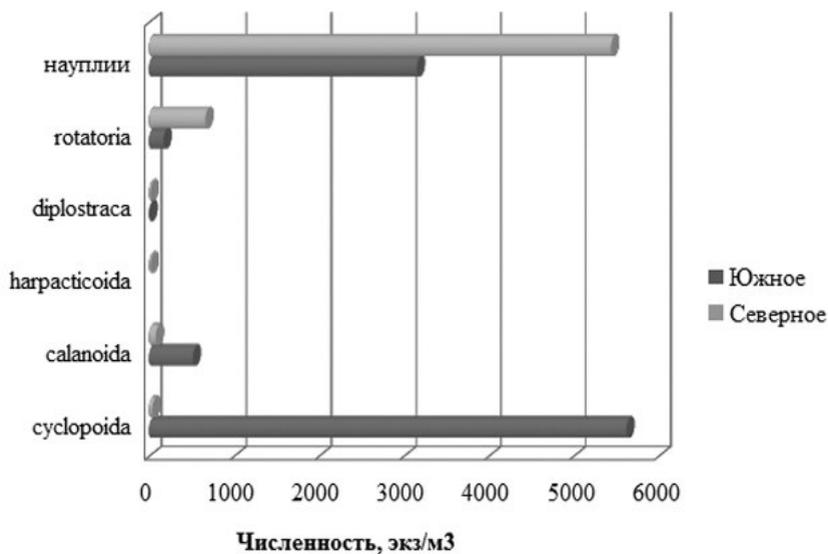


Рис. 4. Численность основных групп зоопланктона озер Южного и Северного

Численность зоопланктона на оз. Южном колебалась в пределах от 60 до 49 000 экз./м³, а биомасса – 0,01–1,535 мг/м³. Основную роль в сообществе зоопланктона играют ракообразные, доминируя

на большинстве станций по численности и биомассе. Но если численность ракообразных на протяжении первой половины вегетационного периода была стабильна, то численность *Rotatoria* сокращалась к концу июля, с тем чтобы в августе дать резкое увеличение численности популяций – до 15 000 экз./м³.

На оз. Северном о. Самойловский складывается другая картина. Колебания численности планктонных сообществ за весенне-летний период перекрывали два порядка: от 100 до 16 000 экз./м³; а биомасса возрастала на порядок – от 0,01 до 0,524 мг/м³. Основную роль в сообществе зоопланктона играют ракообразные, доминируют в большинстве проб по численности и биомассе науплиальные стадии. Также значительную биомассу оз. Северного составляют каляниды, но эту группу нельзя считать стабильной. Все остальные же рачки на протяжении всего сезона имели стабильную плотность численности. У коловраток оз. Северного отмечены колебания численности, так же как и в пелагическом сообществе оз. Южного, с той разницей, что пик численности *Rotatoria* приходится на середину июля, а к началу августа их число сокращается.

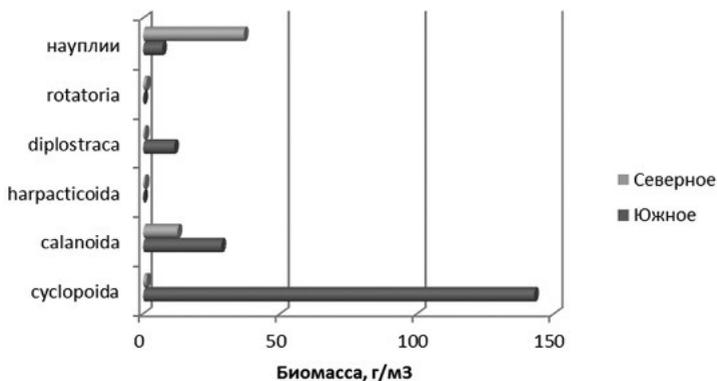


Рис. 5. Биомасса основных групп зоопланктона озер Южного и Северного

Такие пики численности в старичных озерах могут быть объяснены продолжительностью определенных периодов развития у массовых видов. Сроки и длительность размножения и созревания у разных видов ракообразных варьируют. Озера зимой промерзают поч-

ти полностью, большинство планктонных организмов в это время находится в диапаузе, количественные характеристики в этот период очень низки. В течение лета наблюдается несколько пиков в развитии пелагических биоценозов озер, связанных с нерестом массовых видов планктонных организмов. Коловратки, несмотря на сравнительно большое число обнаруженных видов и вспышки численности, не вносят заметных изменений в динамику биомассы планктона водоема. Для положительной динамики биомассы планктонных сообществ старичных озер о. Самойловский важен тот устойчивый пелагический комплекс, который формируется с участием крупных ракообразных, таких как *Diatomus glacialis*, *Heterocope borealis* и *Daphnia pulex*. Состав комплекса постоянен в течение почти всего лета, наблюдается лишь смена доминирующих видов.

Литература

Антонов В. С. Устьевая область реки Лены: гидрологический очерк. Л.: Гидрометиздат, 1967. 106 с.

Богоров В. Г. Суточное вертикальное распределение зоопланктона в полярных условиях (в Белом море) // Труды ПИНРО. 1941. Т. 7. С. 287–305.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция / Под ред. Г. Г. Винберг, Г. М. Лаврентьева. Л.: ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР, 1982. 33 с.

Численко Л. Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела. Л.: Наука, 1968. 105 с.

STRUCTURE OF ZOOPLANKTON CENOSIS OF OXBOW LAKES ON SAMOILOVSKY ISLAND (SOUTHERN PART OF DELTA LENA RIVER, SAKHA-YAKUTIA)

A. V. Ananjeva¹, E. N. Abramova², N. V. Shakurova¹

¹ Kazan Federal University

² Lena Delta Wildlife Reserve

The structure of zooplankton cenosis of two oxbow lakes (South and North) on Samoilovsky Island was studied. The greatest abundance and biomass of zooplankton was observed for South Lake in early June, and for North Lake – in the middle of July. Crustacea dominated among the other groups (54 %). The

abundance and biomass of Cyclopoida dominated among Crustacea of the both lakes. Zooplankton cenosis of South Lake and North Lake included eurytopic species (eg, *Keratella cochlearis*, *Notholca acuminata*, *Cyclops strenuus*, *Daphnia pulex*), and stenotopic boreal species (*Cyclops kolensis*, *Heterocope borealis*, *Leptodiatomus angustilobus*). In the context of taxonomic biodiversity the planktocenosis of the two oxbow lakes are rotatoria-copepodal type.

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ CE-QUAL W2

А. Д. Аракельянц

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Рассмотрены особенности применения для расчетов гидроэкологического режима водохранилищ гидродинамической, двухмерной в вертикальной плоскости модели CE-QUAL W2. Калибровка и верификация модели проведены по данным подробных наблюдений на Можайском водохранилище в 1983, 1984 и 2012 гг. Модельные расчеты адекватно воспроизводят гидрологический режим водохранилища в течение безледоставного периода. Наибольшие погрешности расчета температуры и минерализации воды в летний период вызваны рассчитанными интенсивными дрейфовыми и компенсационными течениями. Низкая точность расчета уклонов водной поверхности приводит к ошибочному воспроизведению интенсивных сгонно-нагонных явлений. Для увеличения точности модельного расчета необходимо усовершенствовать алгоритм определения положения кривой свободной поверхности и снизить чувствительность внутреннего водообмена к ветровому воздействию.

Неоднородность и изменчивость водных экосистем приводит к необходимости создания их математических моделей для решения научных и практических задач. Однако при увеличении количества воспроизводимых процессов увеличивается сложность алгоритмов расчета. Это приводит к необходимости исследования таких моделей для оценки их адекватности поставленной задаче.

Двумерные гидрологические модели в настоящее время широко применяются для долинных водохранилищ, где превышение длины над шириной позволяет пренебрегать изменчивостью характеристик по ширине водоема. В моделях этого типа водохранилище представляется в виде отсеков и слоев, разделяющих водоем по длине и глубине соответственно, образуя расчетные ячейки (боксы). **CE-QUALW2 (CQW2) – это одна из самых известных гидрологических моделей данного типа [Cole, Wells, 2013]. Целью данной работы было применить CQW2 для расчета характеристик гидрологического режима Можайского водохранилища, оценить ее возможности, недостатки и специфические особенности верификации и калибровки.**

CQW2 включает в себя два блока: гидродинамический и качества воды. В гидродинамическом блоке проводится расчет положения водной поверхности, скоростей течения и температуры воды. Блок качества воды позволяет проводить расчет трансформации большого количества характеристик воды [Cole, Wells, 2013], но в данной работе рассматривается только ее минерализация.

Можайское водохранилище представлено в виде 18 отсеков, поделенных на слои толщиной в 1 м. Нижняя граница придонного слоя находится на высоте 160,5 м. При нормальном подпорном уровне (183 м) расчетная схема водохранилища состояла из 246 ячеек. В CQW2 каждый бокс представляет собой прямоугольный параллелепипед. Его объем и площади поверхностей граней рассчитываются исходя из длины отсека, средней ширины и высоты бокса.

Калибровка модели проводилась по данным наблюдений 1983–1984 гг. [Аракельянц, 2015]. Для верификации модели использовались данные 10 гидролого-гидрохимических съемок, проведенных в 2012 г. Среднеквадратическая погрешность расчета (S , °C) температуры воды составила 1,1 °C. В течение расчета S изменялась от 0,6 °C (30 августа) до 1,4 °C (17 мая и 26 июня) (рис. 1, а). Расчет минерализации воды в 2012 г. был проведен со среднеквадратической погрешностью 8,1 мг/л. Наибольшие погрешности расчета минерализации воды были получены во время ледостава: 57 и 46 мг/л 25 марта 2012 г. и 13 января 2013 г. соответственно (рис. 1, б).

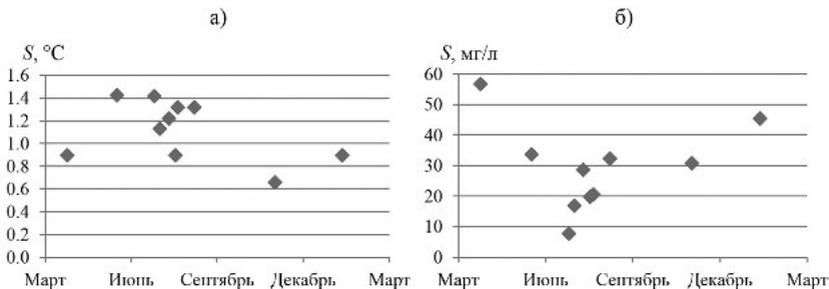


Рис. 1. Среднеквадратическая погрешность расчета температуры (а) и минерализации (б) воды (число пар значений изменяется от 103 22 июля до 229 26 июня 2012 г.)

В период весеннего и летнего нагревания модельный расчет воспроизводит термическую структуру достаточно точно (рис. 2).

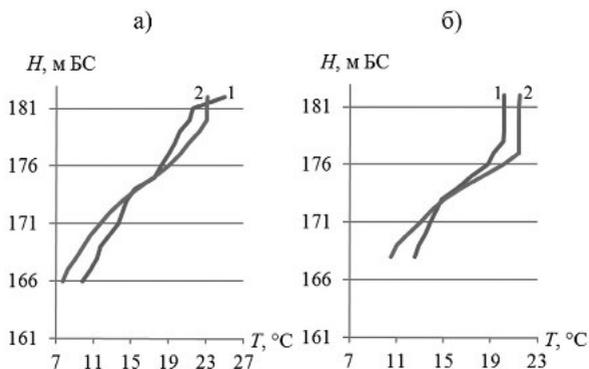


Рис. 2. Вертикальное распределение температуры воды 11 июля (а) и 21 июля (б) 2012 г. в отсеках № 15 и 17 соответственно:

1 – данные наблюдений; 2 – CQW2

В некоторых случаях произошло резкое увеличение погрешности расчета температуры и минерализации в отдельных отсеках водохранилища. Прежде всего это проявлялось 4 июня 1983 г., когда рассчитанная по модели температура воды в придонных слоях отсеков в верховьях водохранилища получилась на 5–10 °C ниже наблюдаемой вследствие течений, зависящих от гидрометеорологи-

ческих условий и направленных из центральных отсеков водохранилища к верховым отсекам.

Согласно модельному расчету 28 мая 1983 г. Можайское водохранилище было устойчиво стратифицировано по всей длине, кроме верховий. Температура воды гипolimниона в центральном и приплотинном районах водохранилища составляла 5–8 °С (рис. 3, а).

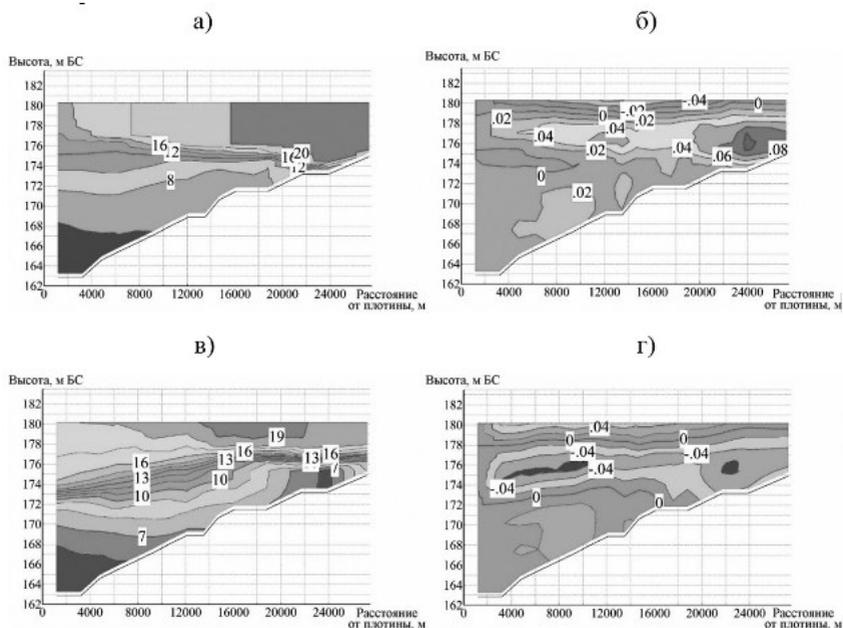


Рис. 3. Рассчитанное по CQW2 распределение средних значений в боксах температуры воды, °С (а) и скорости течений, м/с (б) (положительные значения указывают, что течение направлено к плотине) в 12:00 28 мая и распределение температуры воды (в) и скорости течений (г) в 12:00 1 июня 1983 г.

С 27 по 30 мая 1983 г. действовал южный ветер, направленный от плотины к верховьям водохранилища, со среднесуточной скоростью 4 м/с. 28 мая 1983 г. по результатам модельного расчета в водохранилище действовали два крупных течения: поверхностное течение от плотины к верховьям и глубинное, направленное в обратную сторону и захватывающее всю остальную часть водоема. При этом

рассчитанный уровень воды в верховьях на 2 см превышал уровень воды у плотины. Течение на поверхности действовало по всей длине водохранилища и имело местами скорость от 0,09 м/с до 0,14 м/с. Под ним в эпилимнионе на глубине 3–7 м расчетом было получено течение с максимумом скорости около 0,1 м/с в отсеках № 2–5. По мере приближения к плотине оно ослабевало до нескольких см в секунду. Нижние слои, расположенные в гиполимнионе, охватывало глубинное течение (рис. 3, б). Продолжительное действие ветра юго-восточного направления от плотины к верховьям, сильное течение в поверхностном слое, совпадающее с направлением ветра, перекося водной поверхности в сторону верховьев при малом расходе воды в притоке, а также независимость скорости поверхностного течения от градиента плотности воды указывают на то, что поверхностное течение – дрейфовое, а под ним – компенсационное.

Описанное распределение температуры воды и структура течений сохранялись в водохранилище без изменений до 31 мая, когда направление ветра сменилось с юго-восточного на западное, а его скорость упала до 3 м/с. Общая облачность уменьшилась с 10 до 6 баллов, средняя температура воздуха осталась примерно равной 16 °С. Расходы воды притоков не превысили 3,5 м³/с. Однако небольшое изменение гидрометеорологических условий значительно изменило рассчитанную термическую структуру водохранилища. По результатам модельного расчета 1 июня 1983 г. водохранилище стало устойчиво стратифицированным по всей длине. В верхних отсеках температура воды на поверхности снизилась с 20 до 19 °С и на глубине 3–6 м сформировался слой температурного скачка с вертикальным градиентом температуры, достигающим 7 °С/м. Температура придонных слоев верхних отсеков снизилась до 5–8 °С и стала примерно равной температуре гиполимниона средней и нижней частей водохранилища (рис. 3, в).

1 июня в двух верхних слоях всех отсеков действовало течение, направленное от верховьев к плотине. Максимальные скорости на поверхности увеличивались по мере приближения к плотине от 0,06 м/с в отсеке № 2 до 0,1 м/с в отсеках № 16–18. Одновременно с этим на глубине от 3 до 12 м вода в слое температурного скачка двигалась в сторону верховьев со скоростью, достигающей 0,07 м/с. В более

глубоких слоях вода двигалась по направлению к плотине со скоростью 0,01–0,03 м/с (рис. 4, б). Превышение уровня у плотины над верхними отсеками при этом составило всего 5 мм.

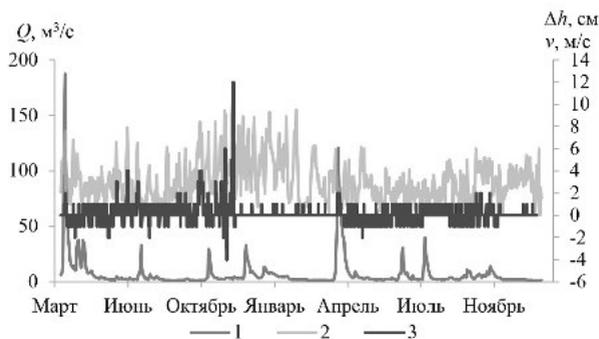


Рис. 4. Среднесуточный суммарный расход Москвы-реки и Лусянки (1), среднесуточная скорость ветра (2) и рассчитанная разница высоты уровня воды между приплотинным плесом и верховьями водохранилища (3) в 1983–1984 гг.

Таким образом, вследствие смены продольной ветровой циркуляции вод на противоположную под действием компенсационного течения 1 июня в верхнюю часть водохранилища будто бы переместилась холодная вода гипolimниона отсеков центрального и приплотинного районов. В результате разница между измеренными и рассчитанными по CQW2 значениями температуры воды 4 июня 1983 г. достигла 10 °С в гипolimнионе отсека № 3.

Согласно модельному расчету ветровые денивелиации, изменяющие структуру течений по всей длине водохранилища, формируются очень быстро, в течение нескольких расчетных часов. Большое влияние ветра на внутренний водообмен обусловлено тем, что рассчитанная кривая свободной поверхности воды практически горизонтальна на протяжении всего года. Это противоречит данным наблюдений, согласно которым падение уровня воды по длине Можайского водохранилища зависит прежде всего от расходов воды притоков и составляет 20–80 см при уклоне 0,02–0,08 ‰ [Комплексные исследования..., 1979].

По результатам моделирования уклон водной поверхности быстро изменяется под воздействием ветра, но при этом он остается нечувствителен к водности главных притоков (рис. 4) и дискретности расчетной сетки.

При расчете по гидрометеорологическим условиям 2012 г. влияние ветровых денивеляций на распределение температуры и минерализации воды не проявилось. Это связано с тем, что дискретность метеорологической информации составила 3 ч, а не 1 сутки, как в 1983–1984 гг. Более частая смена направления и скорости ветра не позволяла сформироваться циркуляциям, охватывающим всю длину водоема.

Гидрологическая модель Можайского водохранилища представляет собой эффективный инструмент для решения научных и практических задач, касающихся долинных водохранилищ, однако требует высокой дискретности метеорологических данных и совершенствования алгоритма расчета положения кривой свободной поверхности водохранилища.

Литература

Аракельянц А. Д. Расчет гидрологического режима Можайского водохранилища по двумерной гидродинамической модели CE-QUAL W2 // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. Междунар. науч.-практ. конф. Т. 1. Пермь, 2015. С. 3–7.

Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 3. Можайское водохранилище. М.: МГУ, 1979. 400 с.

Cole T. M., Wells S. A. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.7.1. UserManual. Portland: Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, 2013. 782 p.

SPECIFICS OF THE HYDRODYNAMIC AND WATER QUALITY MODEL CE-QUAL W2

A. D. Arakelyants

Lomonosov Moscow State University

The paper deals with the application of two-dimensional laterally averaged, hydrodynamic and water quality model CE-QUAL W2. We calibrated and

verified model utilizing data collected on the Mozhaysk reservoir in the years of 1983, 1984 and 2012. The model performed well in simulating the thermal stratification regime and distribution of total dissolved solids. Meanwhile, big errors for backwater slope predictions induced strong currents, which affected distribution of temperature and total dissolved solids. As a result, these currents seriously reduced the quality of the simulation. We conclude that the model's algorithm should be improved in order to make better backwater slope predictions and to reduce impact of wind on the thermal stratification regime.

КРИТЕРИИ НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ С УЧЕТОМ ПРИРОДНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

К. В. Беспалова

Институт экологии Волжского бассейна РАН

По данным многолетних наблюдений на водных объектах Нижней Волги рассчитаны региональные допустимые концентрации для веществ двойного генезиса. Полученные нормативы качества воды учитывают природные особенности формирования качества вод и предлагаются для использования в качестве критериев нормирования сброса загрязняющих веществ в водные объекты.

На крупных водохранилищах Нижней Волги особую тревогу вызывает органическое загрязнение, обусловленное чрезмерным сбросом биогенных веществ в составе сточных вод, что при замедленном водном обмене вызывает массовое развитие водорослей и ухудшение качества воды источников питьевого водоснабжения [Селезнева, 2007]. Вместе с тем официальные источники указывают на загрязнение волжской воды медью, цинком и марганцем.

Одна из причин сложившейся ситуации – это несовершенство методики расчета нормативов допустимого сброса (НДС) загрязняющих веществ в водные объекты [Методика..., 2007]. В настоящее время в качестве критериев при нормировании сброса веществ двойного генезиса используются предельно допустимые концен-

трации (ПДК), которые являются одинаковыми для всей территории РФ, зависят только от вида водопользования и не учитывают природных особенностей водных объектов. В результате устанавливаются ошибочные приоритеты при управлении антропогенной нагрузкой на водные объекты.

Автором предлагается при нормировании сброса веществ двойного генезиса вместо ПДК, установленных на основе лабораторных экспериментов, использовать региональные допустимые концентрации (РДК), полученные по данным мониторинга водных объектов.

Региональное нормирование основывается на учете природных особенностей формирования качества вод. Основная цель разработки РДК состоит в том, чтобы антропогенное воздействие не приводило к нарушению нормального функционирования водных экосистем и ухудшению качества воды.

В каждом отдельно взятом бассейне или его части формируется особенный состав воды, свойственный данной водосборной территории и зависящий от природных условий. Условия формирования химического состава поверхностных вод в бассейне Нижней Волги существенно отличаются и зависят, прежде всего, от климата, рельефа, гидрогеологических особенностей и растительности [Ресурсы..., 1971].

Географическое положение бассейна Нижней Волги, значительная его протяженность в широтном направлении определяют разнообразие климатических условий. В его пределах наблюдается смена климатических зон от достаточно влажного климата северной части до засушливого континентального климата пустынь в южной его части.

При таком разнообразии природно-климатических условий в бассейне Нижней Волги совершенно очевидно, что концентрация химических веществ двойного генезиса в различных речных бассейнах может изменяться в широких пределах. Наиболее хорошо изучены закономерности формирования неоднородностей по минерализации вод. Концентрация и режим органических и биогенных веществ, содержащихся в водных объектах, изучены по сравнению с ионным составом значительно хуже [Алекин, 1970].

В соответствии с известными методическими разработками РДК рассчитываются для определенного вещества в конкретный гидрологический сезон по данным мониторинга [Селезнев и др., 2014].

Территория бассейна Нижней Волги разделена органами Водного кадастра на 28 водохозяйственных участков. Каждый участок охватывает водосбор определенного отрезка Волги либо отдельные бассейны ее крупных притоков. Почти на всем своем протяжении русло Волги в нижнем своем течении зарегулировано тремя крупными водохранилищами: Куйбышевским, Саратовским и Волгоградским.

В качестве объектов для разработки РДК в бассейне Нижней Волги из 28 участков выбраны: участок 2 (река Шешма), участок 6 (река Сок), участок 14 (река Малый Иргиз), участок 19 (река Терешка), участок 15 (Саратовское) и участок 22 (Волгоградское) водохранилища. Выбранные участки охватывают различные природные условия формирования качества вод в бассейне Нижней Волги.

Исходными данными для расчета РДК на указанных участках послужили данные систематических гидрохимических наблюдений в период 2006–2009 гг. На основе совместного анализа данных за расходами и температурой воды выделены гидрологические сезоны: зимняя межень (декабрь, январь, февраль и март); весеннее половодье (апрель, май, июнь); летне-осенняя межень (июль, август, сентябрь, октябрь и ноябрь).

В данной статье представлены результаты расчета РДК по следующим показателям: сульфаты, аммоний, нитриты, нитраты, медь, цинк, органические вещества по интегральным показателям, биохимическое потребление кислорода (БПК₅), химическое потребление кислорода (ХПК).

Река Шешма (участок 2). Длина реки – 259 км, площадь бассейна – 6,04 тыс. км². Река является левым притоком Куйбышевского водохранилища и впадает в его Камскую ветку ниже устья р. Вятки. Берет начало на Бугульминско-Белебеевской возвышенности. В реку впадает 69 притоков. Расход межени в устье 8,8 м³/с.

Река средней водности. Питание преимущественно снеговое, а также подземное и дождевое. Вода в реке гидрокарбонатно-хлоридно-кальциевая, средней минерализации, 200–400 мг/л, вес-

ной и повышенной, 600–700 мг/л, в межень. В меженный период река отличается высоким подземным питанием. Сток реки зарегулирован. Отличается повышенным грунтовым стоком.

Река Сок (участок 6). Река является левым притоком Саратовского водохранилища. Длина реки – 375 км, площадь водосбора – 11,7 тыс. км². Берет начало на западных склонах Бугульминско-Белебеевской возвышенности. На своем протяжении река принимает 53 притока, главный приток – правобережная р. Кондурча. Средний расход воды у водомерного поста с. Красный Яр составляет 38,4 м³/с. Для бассейна р. Сок характерно обилие подземных вод, приуроченных к водоносному горизонту казанского и татарского ярусов. Глубина залегания вод в зависимости от рельефа меняется от 5–12 до 30–50 м. Результаты расчета сезонных значений РДК по бассейнам рек Шешма и Сок представлены в табл. 1.

Река Малый Иргиз (участок 14). Река является левым притоком Саратовского водохранилища. Длина ее составляет 203 км, площадь водосбора – 3,9 тыс. км². Берет начало в отрогах Каменного Сырта на территории Самарской области. Долина реки достаточно четко выражена. Русло сильно извилистое, основные притоки – Сухой Иргиз, Чернава, Красная, Кулечиха, Стерех.

Таблица 1. Сезонные значения РДК для р. Шешма (уч. 2) и р. Сок (уч. 6)

Показатели качества	Зимняя межень		Весеннее половодье		Летне-осенняя межень	
	2	6	2	6	2	6
Сухой остаток, мг/дм ³	581,1	1299,4	480,3	782,9	501,1	1108,1
Хлориды, мг/дм ³	30,3	51,4	22,0	29,5	26,5	45,1
Сульфаты, мг/дм ³	181,9	489,3	141,9	315,9	152,6	440,5
Аммоний, мг N/дм ³	0,381	0,535	0,576	0,819	0,325	0,238
Нитриты, мг N/дм ³	0,035	0,026	0,018	0,024	0,030	0,027
Нитраты, мг N/дм ³	1,65	1,95	1,36	2,03	1,54	1,29
Фосфаты, мг P/дм ³	0,101	0,134	0,064	0,097	0,108	0,080
БПК ₅ , мг O/дм ³	1,42	2,55	4,92	4,33	3,12	4,29
ХПК, мг O/дм ³	15,1	26,2	24,5	35,9	18,2	32,8
Железо общее, мг/дм ³	0,091	0,106	0,124	0,152	0,087	0,080
Медь, мг/дм ³	0,003	0,005	0,003	0,004	0,002	0,005
Цинк, мг/дм ³	0,009	0,021	0,008	0,019	0,007	0,020

Река Терешка (участок 19). Река является правым притоком Волгоградского водохранилища. Длина реки составляет 270 км, площадь водосбора – 9,68 тыс. км². Берет начало на юге Ульяновской области. В среднем и нижнем течении характерны пойменные леса, озера-старицы. Река и многие ее притоки постоянно подпитываются родниками. Вода в реке прозрачная, хорошего качества. Используется для водоснабжения, орошения. Результаты расчета сезонных значений РДК по бассейнам рек Малый Иргиз и Терешка представлены в табл. 2.

Таблица 2. Сезонные значения РДК для рек Малый Иргиз (14) и Терешка (19)

Показатели качества	Зимняя межень		Весеннее половодье		Летне-осенняя межень	
	14	19	14	19	14	19
Сухой остаток, мг/дм ³	1092,0	625,0	618,8	366,1	938,8	554,1
Хлориды, мг/дм ³	292,5	36,2	149,9	20,5	256,0	32,3
Сульфаты, мг/дм ³	182,5	169,6	102,3	99,5	164,8	154,3
Аммоний, мг N/дм ³	0,532	0,363	1,029	0,550	0,570	0,306
Нитриты, мг N/дм ³	0,048	0,074	0,041	0,058	0,029	0,065
Нитраты, мг N/дм ³	1,32	1,76	1,15	1,64	1,23	1,64
Фосфаты, мг P/дм ³	0,165	0,131	0,109	0,194	0,172	0,108
БПК ₅ , мг O/дм ³	4,63	4,31	7,45	4,76	5,99	5,84
ХПК, мг O/дм ³	44,0	41,5	44,6	51,7	46,7	42,3
Железо общее, мг/дм ³	0,138	0,144	0,173	0,190	0,120	0,138
Медь, мг/дм ³	0,004	0,004	0,005	0,003	0,003	0,003
Цинк, мг/дм ³	0,006	0,010	0,007	0,009	0,005	0,007

Саратовское водохранилище (участок 15). Площадь участка составляет 8,64 тыс. км². Водоохранилище имеет емкость 12,9 км³, длину 357 км, наибольшую ширину 25 км.

Основным регулятором стока является **Куйбышевское водохранилище**, которое существенно перераспределяет сток внутри года, задерживая воду в половодье и постепенно отдавая накопленный запас в течение межени.

Волгоградское водохранилище (участок 22). Площадь участка составляет 29,1 тыс. км². Емкость водохранилища составляет 31,4 км³. Длина водохранилища – 540 км, наибольшая ширина – 17 км. Результаты расчета сезонных значений РДК для Саратовского и Волгоградского водохранилищ представлены в табл. 3.

Таблица 3. Сезонные РДК Саратовского (15) и Волгоградского (22) водохранилищ

Показатели качества	Зимняя межень		Весеннее половодье		Летне-осенняя межень	
	15	22	15	22	15	22
Сухой остаток, мг/дм ³	352,6	370,5	259,5	267,3	290,5	301,7
Хлориды, мг/дм ³	32,6	34,5	24,4	25,9	28,4	29,8
Сульфаты, мг/дм ³	79,8	85,1	57,2	60,4	66,2	70,4
Аммоний, мг N/дм ³	0,194	0,285	0,272	0,407	0,146	0,198
Нитриты, мг N/дм ³	0,026	0,035	0,024	0,026	0,016	0,017
Нитраты, мг N/дм ³	0,95	1,09	1,23	1,41	0,48	0,61
Фосфаты, мг P/дм ³	0,094	0,120	0,058	0,080	0,099	0,125
БПК ₅ , мг O/дм ³	1,80	1,95	3,49	2,71	2,80	3,03
ХПК, мг O/дм ³	28,4	26,8	33,9	32,2	34,4	33,3
Железо общее, мг/дм ³	0,070	0,102	0,134	0,141	0,056	0,075
Медь, мг/дм ³	0,005	0,003	0,004	0,003	0,004	0,002
Цинк, мг/дм ³	0,012	0,010	0,016	0,012	0,013	0,010

Вполне допустимо на начальном этапе внедрения РДК отказаться от сезонных значений и перейти к годовым значениям, чтобы не осуществлять расчеты НДС по отдельным гидрологическим сезонам. Для этого из сезонных значений РДК выбирают их максимальные значения.

Полученные значения РДК существенно отличаются друг от друга на различных участках в бассейне Нижней Волги. Диапазон изменений составляет: 353–1300 мг/дм³ по сухому остатку; 30–293 мг/дм³ по хлоридам; 80–490 мг/дм³ по сульфатам; 0,27–1,03 мг N/дм³ по аммонии; 0,03–0,07 мг N/дм³ по нитритам; 1,2–2,0 мг N/дм³ по ни-

трагам; 0,10–0,20 мг P/дм³ по фосфатам; 3,0–7,5 мг/дм³ по БПК₅; 25–52 мг O/дм³ по ХПК; 0,003–0,005 мг O/дм³ по меди; 0,007–0,021 мг/дм³ по цинку (табл. 4).

Таблица 4. Сравнение значений РДК и ПДК для участков 2, 6, 14, 15, 19, 22

Показатели качества	РДК						ПДК
	2	6	14	19	15	22	
Сухой остаток, мг/дм ³	580	1300	1090	625	353	370	1000
Хлориды, мг/дм ³	30	51	293	36	33	35	300
Сульфаты, мг/дм ³	182	490	183	170	80	85	100
Аммоний, мг N/дм ³	0,58	0,82	1,03	0,55	0,27	0,41	0,39
Нитриты, мг N/дм ³	0,04	0,03	0,05	0,07	0,03	0,04	0,02
Нитраты, мг N/дм ³	1,7	2,0	1,3	1,8	1,2	1,4	9,1
Фосфаты, мг P/дм ³	0,11	0,13	0,17	0,19	0,10	0,13	0,20
БПК ₅ , мг O/дм ³	4,9	4,3	7,5	4,8	3,5	3,0	2,0
ХПК, мг O/дм ³	25	36	47	52	34	33	15
Железо общее, мг/дм ³	0,12	0,15	0,17	0,19	0,13	0,14	0,10
Медь, мг/дм ³	0,003	0,005	0,005	0,004	0,005	0,003	0,001
Цинк, мг/дм ³	0,009	0,021	0,007	0,010	0,016	0,012	0,010

РДК превышают ПДК по сухому остатку – в бассейне рек Сок и Малый Иргиз; по сульфатам – в бассейнах рек Шешма, Сок, Малый Иргиз и Терешка. По хлоридам РДК существенно меньше ПДК на всех участках, за исключением участка 14 (р. Малый Иргиз).

По меди РДК на всех участках в 3–5 раз превышает ПДК, по цинку превышение менее значительное, но наблюдается на всех участках, кроме 2 (р. Шешма) и 14 (р. Малый Иргиз).

По органическим веществам (БПК₅ и ХПК) РДК превышают ПДК на всех участках. По биогенным веществам картина не столь однозначная. По нитритам и железу общему РДК превышают ПДК на всех расчетных участках, а по фосфатам и особенно нитратам, наоборот, РДК меньше ПДК.

В настоящее время расчет норматива допустимого сброса (НДС) для веществ двойного генезиса осуществляется с учетом ПДК [Ме-

тодика..., 2007]. Для улучшения экологического состояния водохранилищ и непредъявления необоснованных требований к водопользователям целесообразно для веществ двойного генезиса при расчетах НДС вместо ПДК использовать РДК. Данная замена позволит при нормировании сброса веществ учесть природные особенности формирования качества вод. Кроме того, подобная замена позволит, с одной стороны, снизить биогенную нагрузку, а с другой – отказаться от предъявления необоснованных требований к водопользователям при сбросе ряда металлов.

Литература

- Алекин О. А.* Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
- Методика* разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утв. приказом МПР России от 17.12.2007 № 333, зарег. в Минюсте России 21.02.2008 № 11198. Режим доступа: <http://www.consultant.ru> (дата обр. 14.10.2015).
- Ресурсы* поверхностных вод СССР. Т. 12. Нижнее Поволжье и Западный Казахстан. Вып. 1. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 411 с.
- Селезнева А. В.* От мониторинга к нормированию антропогенной нагрузки на водные объекты. Самара: СамНЦ РАН, 2007. 105 с.
- Селезнев В. А., Селезнева А. В., Беспалова К. В.* Нормирование сброса биогенных веществ в поверхностные водные объекты // Вестник СГАСУ. Градостроительство и архитектура. Науч.-техн. журн. Вып. 2. Самара, 2014. С. 49–52.

CRITERIA FOR REGULATION OF ANTHROPOGENIC LOAD WITH REGARD TO THE NATURAL FEATURES OF WATER BODIES

K. V. Beshpalova

Institute of Ecology of the Volga River, RAS

According to long-term observations on the water bodies of the Volga River allowable concentrations for substances of double genesis were calculated. The resulting water quality standards regarding to natural features of the formation of water quality are proposed for use as criteria regulating discharges of pollutants into water bodies.

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ СТОКА РЕКИ СЕЛЕНГИ ПРИ РЕАЛИЗАЦИИ ПЛАНОВ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОГО СТРОИТЕЛЬСТВА НА ТЕРРИТОРИИ МНР

М. Г. Гречушникова^{1,2}, К. К. Эдельштейн¹

¹ *Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова*

² *Институт водных проблем РАН*

Приведена оценка вероятных изменений среднемноголетнего месячного стока р. Селенги при реализации различных вариантов строительства водохранилищ в монгольской части ее водосбора. Рассмотрены трансформация стока в нижнем течении Селенги и ее влияние на уровенный режим оз. Байкал и его ихтиофауну. Предложено наиболее благоприятное с экологической точки зрения расположение створов плотин.

В статье рассмотрены возможные последствия строительства четырех ГЭС, которые планируется возвести в долине Селенги и трех ее притоков для решения энергетических проблем Монголии. Сведения о проектных параметрах гидроузлов представлены в докладе [Сведения..., 2015] по реализации проекта ГЭС «Шурэн» Министерства энергетики Монголии (табл.).

Экспресс-оценка влияния строительства гидроузлов: Шурэн на р. Селенге, Орхон на ее правом притоке р. Орхон, Чаргайт на р. Дэлгер-Мурэн и Эгийн на ее левом притоке р. Эйгин-Гол (рис. 1) – состояла в определении изменения режима и объема стока Селенги и ее притоков вследствие возведения плотин и эксплуатации ГЭС. Для водно-балансовых оценок использованы среднемноголетние данные и наблюдения на постах УГМС России и Монголии, предоставленные Байкальским институтом природопользования СО РАН, Институтом метеорологии и гидрологии МАН (Монголия). Для расчета составляющих водного баланса проектируемых водохранилищ использованы карты средних многолетних величин атмосферных осадков и испарения с водной поверхности (испаряемости) из [Атлас..., 1974]. Осадки на участках территории водосбора Селенги, ко-

торые будут затоплены, изменяются от 400 (вдхр Чаргайт) до 300 мм/год (вдхр Орхон). Испаряемость изменяется в меньших пределах – от 590 до 630 мм/год соответственно.

Для расчетов внутригодовой трансформации стока воды гидроузлами сведения о стоке получены по данным наблюдений ближайших к створам проектируемых ГЭС Чаргайт, Эгийн, Орхон и Шурэн гидрологических постов [Гармаев, Христофоров, 2010] (табл.). Выполнена оценка изменения стока р. Селенги и ее притоков при строительстве водохранилищ.

Из-за увеличения потерь воды на испарение при образовании водоемов (без учета потерь стока на их наполнение) сток зарегулированных рек сократится в сумме за год на $0,11 \text{ км}^3$, что составляет не более 0,5 % от величины среднегодового стока Селенги вблизи устья. Проектом гидроэнергетической системы также планируется переброска стока из бассейна р. Орхон для водоснабжения добывающих производств на юго-востоке страны в виде трубопровода с расходом воды порядка $2,5 \text{ м}^3/\text{с}$. Это увеличит потери стока р. Орхон на $0,08 \text{ км}^3/\text{год}$, а в целом потери с учетом видимого испарения составят 0,7–0,9 % стока Селенги в устье. При увеличении потерь стока на испарение с проектируемых водохранилищ и водозаборе в трубопровод при указанных величинах снижение уровня воды в Байкале составит максимум 1 см/год.

Выполнена оценка трансформации стока проектируемыми гидроузлами (рис. 2). Особо рассмотрены ситуации регулирования стока водохранилищем Шурэн: вариант 1 – при отсутствии водохранилищ Чаргайт и Эгийн; вариант 2 – при регулировании стока этими гидроузлами. В варианте 2 принципиально изменится внутригодовое распределение притока воды к гидроузлу Шурэн. Согласно [Эдельштейн, 2005], в створе реки, где расход воды становится соизмеримым с удвоенным расходом сброса ГЭС, в речном русле происходит превращение основной водной массы (ОВМ) водохранилища в трансформированную речную водную массу (ТВМ), главным очагом формирования которой становится часть бассейна речной системы, расположенная ниже створа гидроузла. За счет поступления воды незарегулированных притоков, несущих характерные для данной зоны

водные массы, постепенно восстанавливаются водный, термический, химический режим зарегулированной реки и сток наносов.

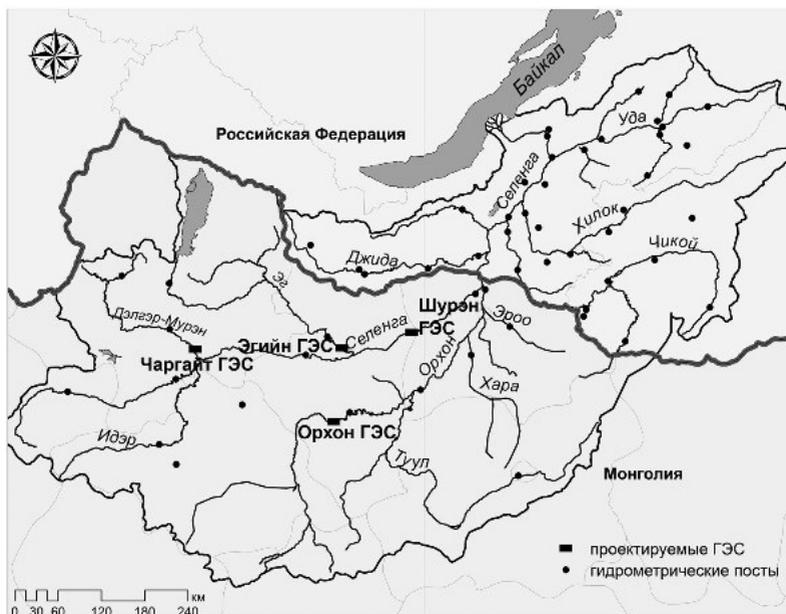


Рис. 1. Расположение гидрометрических постов и проектируемых ГЭС в бассейне р. Селенги

У границы с РФ работа гидроузла Чаргайт будет проявляться в увеличении низкого зимнего стока воды в период с января по март (рис. 2, А). Суммарный приток рек, формирующих сток Селенги выше впадения р. Эгийн-Гол, превышает потенциальный сброс ГЭС только в период с мая по сентябрь. В остальные месяцы сброс воды через ГЭС значительно превысит естественный сток в маловодную межень. **Зональные характеристики стока сохранятся более длительный период – с апреля по октябрь**, в остальные пять месяцев сброс ГЭС Эгийн может превышать суммарный сток притоков Селенги, формирующих ее сток до граничного створа. При вводе в эксплуатацию гидроузлов Чаргайт и Эгийн низкий зимний сток Селенги на границе с РФ увеличится в 2–3 раза, а уменьшение стока будет наиболее существенным (20–30 %) в августе – сентябре (рис. 2, Б).

Сведения о характеристиках проектируемых водохранилищ в бассейне р. Селенги и среднегодовых значениях составляющих их водного баланса

Исходные проектные данные						
ГЭС	Мощность, МВт	Площадь вдхр, км ²	Объем вдхр, W, км ³	Река (ближайший пост)		Среднегодовой расход реки на посту, м ³ /с
Чаргайт	24,6	43	1,09	Дэлгэр-Мурэн (с. Мурэн)		35
Эгийн	315	125	4	Эгийн-Гол (с. Хантай)		90,3
Орхон	100	60	0,7	Орхон (с. Орхон)		39,6
Шурэн	245	203	3,3	Селенга (с. Зуунбурэн)		212
Результаты оценочных расчетов						
ГЭС	Объем притока, V, км ³ /год	Коэфф. водообмена K _в =V/W, год ⁻¹	Тип регулирования	Осадки на вдхр, м ³ /год	Испарение с вдхр, км ³ /год	Сброс воды ГЭС, км ³ /год
Чаргайт	1,10	1,01	Мног.	0,017	0,025	1,10
Эгийн	2,85	0,71	Мног.	0,044	0,076	2,82
Орхон	1,25	1,78	Мног.	0,018	0,038	1,23
Шурэн	6,69	2,03	Сез.	0,071	0,123	6,63

Гидроузел Орхон при одиночном воздействии увеличит зимний сток Селенги на 0,03–0,06 км³/мес. (15–20 %) и уменьшит сток в июле – сентябре (максимально в августе на 0,18 км³/мес., или 8 %). Суммарное воздействие трех гидроузлов – Чаргайт, Эгийн и Орхон – существенно сократит размах колебаний среднемесячных величин стока Селенги у границы России и Монголии с 1,95 до 0,96 км³/мес., увеличив зимний меженный сток в 2–3 раза и сократив максимальный летний в 1,5 раза.

При естественном режиме притока к ГЭС Шурэн суммарного стока всех притоков Селенги на территории РФ с января по март будет недостаточно для двойного разбавления воды водохранилища, и в русле реки будет протекать водохранилищная водная масса, несколько трансформированная речными водами, поэтому характеристики ее состава будут отличными от наблюдаемого в настоящее время природного.

В случае регулирования части стока с водосбора Селенги в бассейнах рек Дэлгэр-Мурэн и Эгийн-Гол приток к гидроузлу Шурэн будет весьма отличаться от естественного (рис. 2, Д): в среднем в 1,4 раза ниже за период с мая по октябрь и в 3 раза выше в остальной период. При трансформированном притоке к гидроузлу возможен наибольший сброс воды в наиболее энергодефицитный зимний период, что более значительно трансформирует режим стока воды Селенги ниже по течению в период с декабря по март, чем в первом варианте.

Эксплуатация ГЭС Шурэн в варианте 1 будет уменьшать внутригодовые колебания стока реки в 1,1–1,2 раза, сокращая максимальный среднемесячный сток на 5–6 % и увеличивая минимальный зимний на 57–63 %. В варианте 2 сокращение максимального среднемесячного стока составит 14–15 %, а увеличение минимального зимнего стока – 73–75 %. Несмотря на то что две трети стока Селенги формируется на территории Российской Федерации, влияние регулирования на изменение внутригодового режима стока будет существенным, особенно в зимний период.

Строительство гидроузла в основном русле р. Селенги в 550–600 км от устья означает, что доступными для нереста ценных пород рыб окажутся только притоки на российской территории и низовья речной сети водосбора Орхона в случае строительства ГЭС Орхон. Эти реки сильно загрязнены и населены менее ценными видами рыб [Рыбы..., 1983; Экология..., 1985]. Наибольший урон воспроизведению ценной ихтиофауны нанесет именно строительство гидроузла Шурэн. Наименьшее воздействие на сток Селенги и нерестовую миграцию омуля будет в случае сооружения водохранилищ ГЭС Чаргайт и Орхон. Перспективным можно считать возведение ГЭС Орхон, так как водохранилище может быть источником для обводнения региона развивающейся промышленности и для разбавления залповых загрязнений, поступающих со стоком рек Туул, Ероо и Хангал. Существенное разбавление будет происходить только в холодный период, когда сброс воды из водохранилища может значительно превышать сток р. Туул, но именно в маловодную зимнюю межень влияние загрязнений наиболее экологически негативно.

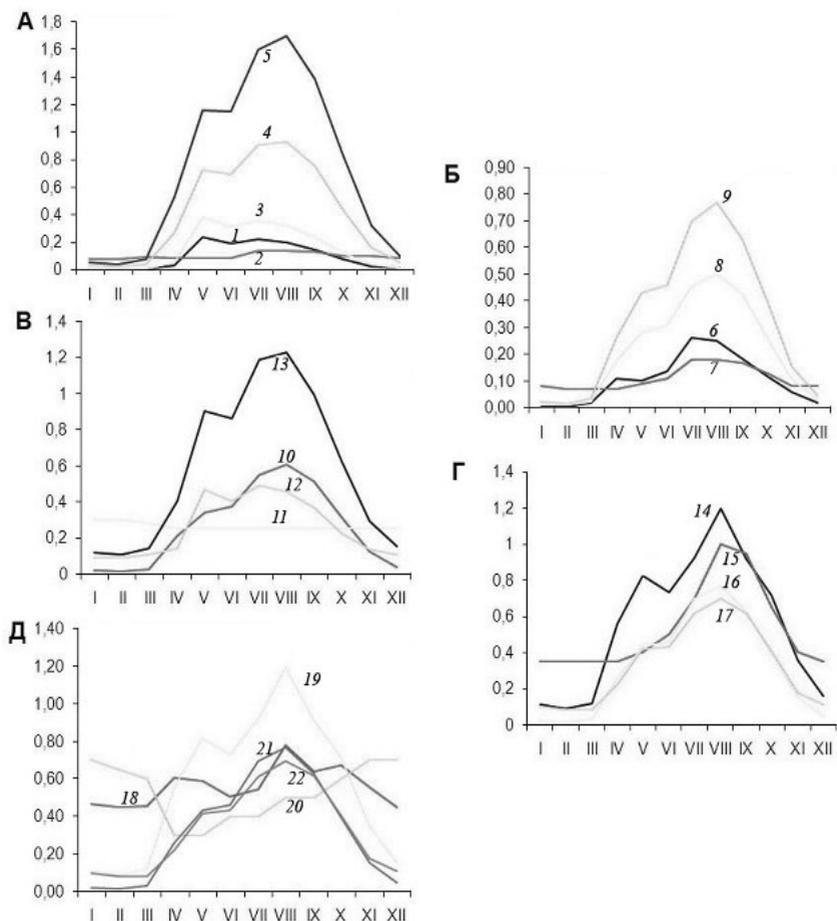


Рис. 2. Рассчитанное изменение среднемесячных величин объема стока рек бассейна Селенги и сбросов в нижний бьеф водохранилищ проектируемых ГЭС (км³):

А – от верховьев до границы Монголии и РФ с учетом работы верхнего водохранилища: 1 – р. Дэлгэр-Мурэн (створ Мурэн), 2 – сброс Чаргайт ГЭС, 3 – суммарный сток рек Идэр, Чулутын и Хануй, 4 – суммарный сток рек Идэр, Чулутын, Хануй и Эгийн-Гол, 5 – суммарный сток рек Идэр, Чулутын, Хануй, Эгийн-Гол и Орхон;

Б – от верховья р. Орхон до его впадения в Селенгу: 6 – р. Орхон (створ Орхон), 7 – сброс ГЭС Орхон, 8 – р. Орхон (створ Отхонтуул), 9 – р. Орхон (створ Сухэбатор);

В – от верховья Селенги до границы Монголии и РФ с учетом работы двух водохранилищ: 10 – р. Эгийн-Гол, 11 – сброс ГЭС Эгийн, 12 – суммарный сток рек Идэр, Чулутын, Хануй и сброс ГЭС Чаргайт, 13 – суммарный сток рек Идэр, Чулутын, Хануй, Орхон и сброс ГЭС Чаргайт;

Г – от верховьев до границы Монголии и РФ: 14 – природный сток р. Селенги в створе Зуунбурун, 15 – сбросы ГЭС Шурэн при естественном притоке, 16 – незарегулированная р. Орхон в устье (створ Сухэбатор), 17 – зарегулированная р. Орхон;

Д – от верховьев до границы Монголии и РФ: 18 – зарегулированный приток к ГЭС Шурэн, 19 – р. Селенга (створ Зуунбурун), 20 – сброс ГЭС Шурэн при зарегулированном притоке, 21 – р. Орхон (створ Сухэбатор), 22 – р. Орхон (створ Сухэбатор) при регулировании стока

Авторы благодарят директора Байкальского института СО РАН Е. Ж. Гармаева и профессора Института метеорологии и гидрологии МАН Г. Даваа за предоставленные данные о стоке рек бассейна Селенги.

Сведения о проектных параметрах гидроузлов ГЭС Шурэн на р. Селенге. Режим доступа: <https://independent.academia.edu/YondongomboGendensuren> (дата обращения 10.07.2015).

Литература

- Атлас мирового водного баланса.* М.; Л.: Гидрометеиздат, 1974. 64 л.
Гармаев Е. Ж., Христофоров А. В. Водные ресурсы рек бассейна озера Байкал: основы их использования и охраны. Новосибирск: Гео, 2010. 301 с.
Рыбы Монгольской Народной Республики. М.: Наука, 1983. 276 с.
Эдельштейн К. К. Гидрология материков. М.: Академия, 2005. 304 с.
Экология и хозяйственное значение рыб МНР. М.: Наука, 1985. 199 с.

ESTIMATION OF PROBABLE CHANGES OF SELENGA FLOW DUE TO HYDROPOWER CONSTRUCTION IN MONGOLIA

M. G. Grechushnikova^{1,2}, K. K. Edelshtein¹

¹ *Lomonosov Moscow State University*

² *Institute of Water Problems of RAS*

The article deals with the estimation of Selenga mean annual monthly flow changes due to the implementation of various hydropower dam construction projects at Mongolian area of its basin. The transformation of flow at the Selenga mouth and its consequences for Lake Baikal level as well as its fish fauna were considered. The authors suggested the most favorable option for the location of dams that is not supposed to disturb the ecosystems.

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е. С. Гришанцева, А. Ю. Бычков, С. А. Шурупова

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Впервые определен состав редкоземельных элементов (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) в макрофитах Ивановского водохранилища с применением современных аналитических методов (ИСП-МС). Проведено сравнение содержания РЗЭ в макрофитах разных экологических групп – гелофитов (водно-болотных растений) и гидрофитов (погруженных растений), произрастающих в заливах с различной антропогенной нагрузкой.

В последние десятилетия в связи с развитием современной промышленности и нанотехнологий постоянно растет объем производства и потребления редкоземельных элементов (РЗЭ) [Баренбойм, Авандеева, 2014]. В связи с этим увеличивается поступление РЗЭ в окружающую среду и водные экосистемы. Редкоземельные элементы считаются слабо и среднераспространенными в гидросфере и традиционно не рассматриваются в качестве загрязнителей водных экосистем. Роль РЗЭ в процессах жизнедеятельности живых многоклеточных организмов не установлена [Баренбойм, Авандеева, 2014]. Редкоземельные элементы и их соединения в большинстве своем токсичны в природных водах [Иванов, 1997]. Однако распространенность в водных экосистемах, миграционные свойства, токсикологические и биогеохимические особенности редкоземельных элементов изучены недостаточно.

Целью данного исследования является определение содержания редкоземельных элементов (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) в **высшей водной растительности Ивановского водохранилища р. Волги**. Ивановское водохранилище расположено в Тверской области между городами Тверь и Дубна. Большой интерес к проблеме качества воды Ивановского водохранилища обусловлен уникальностью экосистемы водоема: оно используется не только в рекреационных целях, но и является источником

питьевого водоснабжения г. Москвы. При этом водохранилище находится в районе интенсивного хозяйственного освоения и испытывает антропогенное воздействие, которое проявляется как в непосредственном сбросе в речную сеть сточных вод промышленных предприятий, коммунальных и ливневых стоков городов, так и в поступлении загрязняющих веществ с поверхностным стоком. Поэтому была поставлена задача – охарактеризовать состав редкоземельных элементов в высшей водной растительности, а также выявить общие закономерности распределения РЗЭ в макрофитах различных экологических групп. Высшая водная растительность (ВВР) играет большую роль в продукционных процессах в водоеме, принимает активное участие в процессах миграции и связывания металлов и других загрязняющих веществ, поступающих в водную экосистему.

Ранее нами были исследованы биогеохимические особенности макрофитов Иваньковского водохранилища [Гришанцева и др., 2010]. Однако определение РЗЭ было сопряжено с аналитическими трудностями. Появление метода ИСП-МС дало возможность определения широкого спектра редких элементов, в том числе редкоземельных элементов.

Определение содержаний РЗЭ в образцах высшей водной растительности проводилось методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на масс-спектрометре ELEMENT-2 фирмы Thermo Scientific в лаборатории кафедры геохимии геологического факультета МГУ им. Ломоносова. Контроль полноты разложения образцов и правильность результатов анализа ВВР методом ИСП-МС проводились по Государственным Стандартным Образцам: стандартный образец состава элодеи канадской (ЭК-1), стандартный образец состава листа березы (ЛБ-1), стандартный образец состава травосмеси (Тр-1) (табл. 1).

По результатам наших предыдущих исследований было выбрано два вида ВВР из разных экологических групп, которые являются специфическими групповыми концентраторами микроэлементов и рекомендованы в качестве основных объектов при проведении мониторинга экологического состояния Иваньковского водо-

хранилища: манник водяной (*Glyceria aquatic* (L.) Wahlb.) из группы водно-болотных растений и рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.) из группы погруженных растений. Манник водяной в своей экологической группе проявляет себя как вид, устойчивый к высоким содержаниям загрязнителей в окружающей среде, произрастает повсеместно, в том числе в местах сброса сточных вод, является доминирующим видом среди гелофитов, имеет одну из наибольших биомасс в макрофитном сообществе. Рдест пронзеннолистный имеет самые высокие показатели накопления тяжелых металлов, большую распространенность и численность в пределах данного водного объекта. Образцы отбирали в зарастающих ВВП заливах с различной антропогенной нагрузкой (рис.) в июле 2012 г.

Таблица 1. Значения концентраций, полученные методом ИСП-МС, и аттестованные значения концентраций в ГСО

Элемент	ГСО элодеи канадской ЭК-1, мг/кг		ГСО лист березы ЛБ-1, мг/кг		ГСО травосмесь Тр-1, мг/кг	
	найдено	аттестовано	найдено	аттестовано	найдено	аттестовано
La	1,92	2,05	0,79	0,82	0,24	0,26
Ce	3,41	3,40	1,45	1,50	0,46	0,50
Pr	0,41	0,42	0,18	0,19	0,05	0,06
Nd	1,56	1,59	0,71	0,69	0,21	0,22
Sm	0,27	0,31	0,12	0,13	0,03	0,04
Gd	0,31	0,35	0,15	0,15	0,04	0,05
Dy	0,24	0,36	0,12	0,12	0,03	0,04

Примечание. Содержания остальных РЗЭ в ГСО не аттестованы.

Отбирали надкорневую часть растения с площадки 1×1 м, промывали под проточной водой, высушивали при комнатной температуре, измельчали в мельнице. Методом квадратования отбирали среднюю пробу. Пробы озоляли при 450 °С 1 ч. Полученную золу разлагали под лампой в смеси кислот (HF + HNO₃ + HCl). Непосредственно перед измерениями на установке проводили подкисление проб и стандартных образцов азотной кислотой (HNO₃) до получения 3 % раствора. В качестве внутреннего стандарта вводился индий (Indium ICP Standard CertiPUR 1002 мг/л ± 0,4 %). Пределы обнаружения в анализируемом растворе составляли: 1,1–5,5 нг/л для

Nd; 0,1–0,8 нг/л для La, Eu; 0,01–0,09 нг/л для Ce, Pr, Sm, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu. Зольность образцов манника водяного в среднем составляла 9 %, рдеста – 17 %. Математическая обработка аналитических данных проводилась с применением корреляционного и факторного методов с помощью пакета программ «GOLD-геохимик 2.0» (авторы С. А. Воробьев, А. С. Жуковский).



Схема расположения станций отбора проб на Иваньковском водохранилище:

1 – Новосельский залив; 2 – Перетрусовский залив; 3 – Малый Корчевской залив; 4 – Мошковический залив; 5 – Бабнинский залив; 6 – Волга-Низовка; 7 – Безбородово

Полученные данные о содержании РЗЭ в макрофитах Иваньковского водохранилища приведены в табл. 2 и 3.

Ряд средних значений содержания РЗЭ в маннике водяном имеет вид Ce>La>Nd>Pr>Gd>Eu>Dy>Sm>Tb, Ho, Er, Tm, Yb, Lu. Для рдеста пронзеннолистного ряд средних значений содержания РЗЭ имеет вид Ce>La>Nd>Pr>Gd>Sm>Dy>Er>Yb>Eu>Ho>Tb>Lu>Tm. Таким образом, наиболее интенсивно вовлекаются в биогеохимические процессы в макрофитах Ce, La, Nd, Pr, Gd.

Таблица 2. Содержание редкоземельных элементов в маннике водяном

Створ	Концентрация, мг/кг сухой массы						
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd
1	0,031	0,085	0,005	0,031	0,001	0,004	0,001
2	0,046	0,109	0,006	0,037	0,003	0,011	0,005
3	0,036	0,086	0,004	0,034	0,001	0,008	0,003
4	0,087	0,191	0,018	0,083	0,013	0,007	0,014
5	0,009	0,024	<0,003	0,004	<0,001	0,002	<0,001
6	0,057	0,133	0,010	0,049	0,008	0,004	0,008
7	0,026	0,058	0,003	0,023	0,001	<0,002	<0,001
	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
1	<0,007	0,003	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
2	<0,007	0,003	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
3	<0,007	0,003	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
4	<0,007	0,010	<0,006	0,002	<0,002	0,002	<0,002
5	<0,007	<0,003	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
6	<0,007	0,005	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
7	<0,007	<0,003	<0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

Рдест пронзеннолистный из группы погруженных растений накапливает большие количества РЗЭ по сравнению с манником водяным из группы водно-болотных растений. Такая же закономерность была получена нами ранее для тяжелых металлов и ряда макрокомпонентов [Гришанцева и др., 2010]. Это, скорее всего, связано с физиологическими и морфологическими особенностями макрофитов этой экологической группы.

Сравнение данных, полученных для районов, испытывающих различную антропогенную нагрузку, показало, что в местах сброса сточных вод макрофиты характеризуются более высокими содержаниями РЗЭ. Так, в Мошковическом заливе – месте сброса сточных вод Конаковской ГРЭС и коммунальных сточных вод г. Конаково – манник водяной содержит более высокие концентрации La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy, в среднем превышающие средние значения в 2 раза. Это свидетельствует о техногенном поступлении РЗЭ в составе поверхностного стока с промплощадок КГРЭС, который перехватывается водно-болотными растениями. Содержания большинства

РЗЭ (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Yb) в рдесте пронзеннолистном из Мошковического залива также превышают средние значения в 1,5 раза, т. е. РЗЭ, поступающие в составе промстоков, поглощаются и накапливаются погруженными видами макрофитов.

Станция Безбородово расположена ниже по течению от места сброса сточных вод Редкинского опытного завода, производителя химической продукции для предприятий авиационной и космической промышленности, а также вблизи железной дороги Москва – Санкт-Петербург. Рдест пронзеннолистный из этого створа характеризуется высокими содержаниями большинства РЗЭ, которые в среднем в 1,5 раза превосходят средние значения.

Таблица 3. Содержание редкоземельных элементов в рдесте пронзеннолистном

Створ	Концентрация, мг/кг сухой массы						
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd
1	1,158	2,532	0,273	1,111	0,188	0,051	0,209
2	0,767	1,746	0,179	0,738	0,128	0,042	0,134
3	0,431	1,008	0,103	0,430	0,081	0,035	0,089
4	1,032	2,337	0,252	1,026	0,193	0,054	0,207
5	0,788	1,752	0,182	0,760	0,138	0,056	0,162
6	0,524	1,156	0,120	0,491	0,090	0,035	0,107
7	1,365	3,140	0,307	1,219	0,233	0,070	0,243
	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
1	0,017	0,155	0,016	0,076	<0,002	0,071	<0,002
2	0,014	0,110	0,013	0,052	0,002	0,046	0,002
3	0,007	0,066	0,006	0,032	<0,002	0,023	<0,002
4	0,023	0,160	0,022	0,087	0,002	0,073	0,004
5	0,012	0,127	0,013	0,062	<0,002	0,054	<0,002
6	0,007	0,080	0,008	0,038	<0,002	0,034	<0,002
7	0,022	0,200	0,027	0,097	0,006	0,088	0,006

По результатам корреляционного и факторного математического анализа аналитических данных выявлена высокая положительная корреляционная связь между содержанием РЗЭ с Al, Ti, Fe как для манника водяного, так и для рдеста пронзеннолистного. Для

РЗЭ и Mn получены отрицательные значения коэффициентов корреляции.

Максимальные содержания РЗЭ получены для рдеста пронзеннолистного из группы погруженных растений. Это связано с физиологическими и морфологическими особенностями растений данной экологической группы и их способностью удерживать взвесь из воды и выщелачивать из нее РЗЭ. Как известно [Дубинин, 2006], главной формой переноса РЗЭ в водоемах является взвешенное вещество. Для большинства исследованных РЗЭ обнаружены повышенные содержания в макрофитах, произрастающих на участках водохранилища, испытывающих негативное антропогенное влияние в результате сброса сточных вод промышленных предприятий.

В условиях нарастающего производства и использования РЗЭ в современной промышленности существует необходимость исследования содержания РЗЭ в водных экосистемах. Повышенные содержания РЗЭ в ВВР вблизи сбросов стоков промышленных предприятий свидетельствуют о локальном загрязнении отдельных заливов Иваньковского водохранилища РЗЭ и, следовательно, о необходимости контроля содержания РЗЭ в биотических и абиотических компонентах экосистемы Иваньковского водохранилища.

Работа выполнена при поддержке РФФИ грант 16-05-00542.

Литература

Балашов Ю. А. Геохимия редкоземельных элементов. М.: Наука, 1976. 267 с.

Баренбойм Г. М., Авандеева О. П. Редкоземельные элементы в водных объектах (экологические аспекты) // Вода: химия и экология. 2014. № 5 (71). С. 42–55.

Гришанцева Е. С., Сафронова Н. С., Кирпичникова Н. В., Федорова Л. П. Распределение микроэлементов в высшей водной растительности Иваньковского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2010. № 3. С. 223–231.

Дубинин А. В. Геохимия редкоземельных элементов в океане. М.: Наука, 2006. 360 с.

Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник. В 6-ти кн. / Ред. Э. К. Буренков. М.: Недра, 1997.

RARE EARTH ELEMENTS IN THE AQUATIC PLANTS OF IVANKOVO RESERVOIR

E. S. Grishantseva, A. U. Bychkov, S. A. Shurupova

Lomonosov Moscow State University

It was the first time the composition of the rare earth elements (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) found in macrophytes of the Ivankovskoye reservoir has been determined using modern analytical methods (ICP-MS). The comparative analysis of REE contents in the macrophytes of different ecological groups such as helophytes (wetland plants) and hydrophytes (submerged plants) growing in the bays with different anthropogenic load was carried out.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ В МРАМОРНОМ МОРЕ

С. В. Довгая

Морской гидрофизический институт РАН, г. Севастополь

На основе гидродинамической модели проведен длительный прогностический эксперимент по изучению формирования гидродинамической структуры вод Мраморного моря. Получены особенности циркуляции вод моря на разных глубинах.

Мраморное море расположено между Черным и Средиземным морями. Через него осуществляется транспорт соленых и теплых средиземноморских вод в Черное море и более холодных и опресненных черноморских – в Средиземное. Поэтому адекватное моделирование циркуляции в Мраморном море позволит правильно воспроизвести характеристики вод, поступающих в проливы Босфор и Дарданеллы и, следовательно, в Черное и Средиземное моря. Мраморное море – глубоководный внутренний бассейн, разделяющий азиатскую и европейскую Турцию. С запада на восток размер бассейна составляет 250 км и с севера на юг – около 70 км. Три депрессии занимают северную часть бассейна с максимальными глубинами 1097 м, 1389 м и 1238 м соответственно с запада на восток. Пороги между западным, центральным и восточным бассейнами около 10 км и 30 км ширины соответственно. Южную часть бассейна занимает относитель-

но мелководная шельфовая область со средней глубиной 100 м. Мраморное море связано с Черным морем через пролив Босфор (средняя глубина ≈ 35 м) и со Средиземным морем через пролив Дарданеллы (средняя глубина ≈ 55 м). Характеристики водных масс Мраморного моря в основном определяются водообменом между Черным и Эгейским морями посредством соответственно проливов Босфор и Дарданеллы. Две различные водные массы Мраморного моря разделяются сильным пикноклином на глубине 20–30 м.

Данная работа посвящена исследованию динамики вод Мраморного моря на основе гидродинамической модели, разработанной коллективом авторов МГИ РАН [Демьшев, Коротаев, 1986], с высоким пространственным разрешением при учете обмена через проливы Босфор и Дарданеллы. Влияние сезонной изменчивости на эволюцию гидрофизических полей учитывается заданием температуры течения в верхнем слое пролива Босфор. Система уравнений с соответствующими начальными и краевыми условиями подробно представлена в [Демьшев, Довгая, 2007]. Численный расчет проводился при разрешении по горизонтали 1,22 км – по оси x , 0,83 км – по оси y . По вертикали использовалось 18 горизонтов: 2,5; 5; 10; 15; 20; 25; 30; 40; 50; 62,5; 75; 100; 150; 300; 500; 700; 900; 1100 м. Шаг по времени в модели составлял 0,5 мин. Коэффициенты турбулентной вязкости и диффузии по горизонтали и вертикали принимали, соответственно, следующие значения:

$$\nu_H = 5 \cdot 10^{14}, \kappa^H = 5 \cdot 10^{14} \text{ см}^4 \text{ с}^{-1}, \nu_V = 5, \kappa^V = 3 \cdot 10^{-2} \text{ см}^2 \text{ с}^{-1}.$$

Скорости в Босфоре и Дарданеллах задавались постоянными во времени. Они рассчитывались с учетом принятых расходов: 650 км³/год – в течении в верхнем слое 0–20 м пролива Босфор, 350 км³/год – в нижнем слое 20–100 м, 830 км³/год – в течении в верхнем слое 0–20 м и 530 км³/год – в нижнем слое 20–75 м пролива Дарданеллы. При задании температуры в течении в верхнем слое пролива Босфор учитывалась ее сезонная изменчивость. При этом значения температуры изменялись со временем в пределах от 8 до 23,5 °С, значения солености – с глубиной от 21 до 30 ‰. В нижнем течении в Дарданеллах на глубинах 25–63 м, согласно доступным данным измерений, соленость задавалась в пределах 34,5–38,68 ‰, температу-

ра была равна $14,6^{\circ}\text{C}$ [Surku T. Besiktepe et al., 1994]. В качестве начальных для T и S использовались поля температуры и солёности, построенные на основе данных измерений, имеющихся в базе данных МГИ РАН. Ниже 30 м все имеющиеся данные наблюдений усреднялись по горизонтам. Уровень моря и горизонтальные скорости полагались равными нулю. Из постановки задачи следует, что в работе исследуется вопрос о влиянии потоков импульса и плавучести через проливы на формирование циркуляции Мраморного моря.

В результате проведенного численного эксперимента получено, что структура поля уровня соответствует S-образному струйному течению, направленному от пролива Босфор к проливу Дарданеллы и разделяющему Мраморное море на две области (рис. 1). Зона положительных значений уровня (до 1,8 см) наблюдается в северной части бассейна, отрицательных (до $-1,4$ см) – в южной половине. Такой вид соответствует результатам работы [Surku T. Besiktepe et al., 1994], в которой приведена схема течений в верхнем слое моря, полученная на основе обработки имеющегося массива наблюдений.



Рис. 1. Топография уровня (см) Мраморного моря

Скорости в S-образном течении достигают 60 см/с. Как непрерывная струя, оно прослеживается до глубин 40 м. Уже на глубине 50 м всю область моря занимают вихри с разными знаками завихренности. В северо-восточной половине бассейна сформировался и постоянно присутствует антициклонический круговорот (рис. 2). В виде единого круговорота он наблюдается до глубины 30 м, ниже

поле течений представляет собой набор вихрей разного знака завихренности. Около северной границы Мраморного моря (рис. 2) периодически образуется циклонический вихрь. Время его жизни составляет примерно 230 суток. Он формируется в марте и существует до ноября, его диаметр составляет примерно 50 км. В поле скорости вихрь прослеживается до глубины 15 м, орбитальные скорости в нем достигают 10 см/с. Анализ течений в районе залива Измид (восточная часть бассейна) показал, что их структура носит сложный характер. В этой области большую часть года (исключая летние месяцы) до глубины примерно 15 м имеет место антициклонический круговорот. На больших глубинах в западной части района Измидского залива в поле течений формируется область циклонического вращения вод, в восточной – антициклонический вихрь. В летний период (июнь – август) в слое 0–50 м наблюдается циклоническое вращение вод.

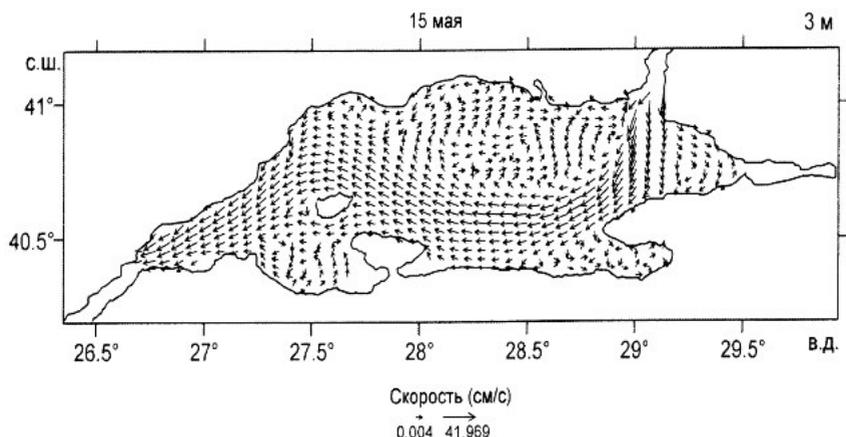


Рис. 2. Поле скоростей течений (см/с) 15 мая

Сезонная изменчивость в поле течений прослеживается до 25 м. Ниже структура поля горизонтальной скорости сохраняется в течение года. Она представляет собой набор вихревых образований разного знака завихренности. В центральной депрессии наблюдается циклонический круговорот, в двух других имеют место антициклонические вихри.

Литература

Демьшев С. Г., Довгая С. В. Численный эксперимент по моделированию гидрофизических полей Мраморного моря с учетом проливов Босфор и Дарданеллы // Морской гидрофизический журнал. 2007. № 3. С. 28–42.

Демьшев С. Г., Коротяев Г. К. Численное моделирование климата Мирового океана. М.: ОВМ, 1986. С. 60–79.

Surku T. Besiktepe, Halil I. Sur, Emin Ozsoy et al. The circulation and hydrography of the Marmara Sea // Prog. Oceanog. 1994. V. 34. P. 285–334.

MODELING OF PROCESSES IN THE SEA OF MARMARA

S. V. Dovgaya

Marine Hydrophysical Institute RAS, Sevastopol

A long-term prognostic experiment on the basis of hydrodynamic model to study the formation of the hydrodynamic structure of the Marmara Sea waters was carried out. The features of circulation of the sea waters at the different depths were determined.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСУЩЕСТВУЮЩИХ ФОРМ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

В. А. Жежеря, Т. П. Жежеря

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Рассмотрены методические рекомендации исследования сосуществующих форм химических элементов в растворенном состоянии, в составе взвешенных веществ и твердой фазе донных отложений поверхностных водных объектов. Для изучения сосуществующих форм химических элементов использовали в определенной последовательности мембранную фильтрацию, ионообменную и гель-хроматографию, способ двухстадийной обработки взвеси и донных отложений, фотохимическую деструкцию растворенных органических веществ.

Поверхностные водные объекты относятся к сложным и саморегулирующимся системам. В их состав входят абиотические и биотические компоненты, которые имеют между собой сложные взаимо-

связи. Условия существования гидробионтов, помимо гидрологического режима, определяет химический состав воды, на который, в свою очередь, также способны влиять живые организмы. Особенно сильное воздействие на качество воды поверхностных вод оказывает деятельность человека. В зависимости от особенностей антропогенного влияния поверхностные воды загрязняются соединениями металлов, органическими и биогенными веществами. Важную роль в детоксикации металлов играют природные растворенные органические вещества (РОВ), с которыми они образуют комплексные соединения, а также взвешенные вещества, на поверхности которых они адсорбируются и в дальнейшем седиментируют на дно. В поверхностных водных объектах соединения многих химических элементов способны к депонированию в донных отложениях, но при анаэробных условиях, снижении рН воды последние становятся источником вторичного загрязнения водной среды.

В поверхностных водных объектах химические элементы мигрируют в растворенном, коллоидном и взвешенном состоянии. Нахождение химических элементов в растворенном состоянии увеличивает их миграционную подвижность и биодоступность. В составе взвешенных веществ химические элементы могут содержаться в кристаллических решетках их минеральной составляющей, а также в адсорбированном состоянии и в планктонных организмах (фитопланктон, зоопланктон и бактериопланктон) с размером более 0,45 мкм. В связи с тем что химические элементы находятся в поверхностных водах в различных формах, для установления их содержания в составе каждой из форм нахождения необходимо использование определенной последовательности пробоподготовки природной воды. Интерес к изучению сосуществующих форм химических элементов связан с различием в их миграционной подвижности, биодоступности и токсичности. Ниже будут приведены особенности исследования сосуществующих форм Al, Fe, Ti, Mn, Zn, Cd, Pb, Si и P. По мнению авторов, предложенная ниже схема исследований сосуществующих форм химических элементов может быть использована при изучении не только вышеуказанных, но и других химических элементов.

Методические аспекты исследования сосуществующих форм химических элементов. Исследования проводились в разнотипных водных объектах Украины. Для отбора проб воды с поверхностного и придонного горизонтов использовали батометр Рутнера или модифицированный батометр-бутылку. Преимуществом последнего является минимальное взмучивание донных отложений при отборе воды в придонном горизонте. После отбора пробы воды ее необходимо пропустить через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм в максимально короткое время для отделения взвешенных веществ. Это связано с тем, что взвешенные вещества могут дополнительно адсорбировать на своей поверхности соединения некоторых химических элементов, а в дальнейшем оседать на стенках посуды. После этого фильтрат воды разделяют на две части. Одну из них подкисляют непосредственно после фильтрования раствором 1 : 1 H_2SO_4 или HNO_3 до pH 3,5–4,0, а вторую оставляют без подкисления. Безусловно, подкисление может приводить к высвобождению какой-то части исследуемого металла, связанного в комплексы с РОВ, но в данном случае контролем является неподкисленный фильтрат воды. В дальнейшем измерение концентрации исследуемого металла проводили в подкисленном и неподкисленном фильтрате воды до и после фотохимической деструкции РОВ. Для этого фильтрат природной воды объемом 50 см³ вносили в кварцевый стакан и подкисляли концентрированной H_2SO_4 градации «х. ч.» до pH 1,0–1,5, а затем добавляли 5–7 капель 35%-ного раствора H_2O_2 и облучали ртутно-кварцевой лампой ДРТ-1000 в течение 2,0–2,5 ч. Содержание Si и P определяли в неподкисленном фильтрате воды до и после фотохимической деструкции РОВ.

Концентрация исследуемого металла, которая определяется в подкисленном фильтрате воды до фотохимической деструкции РОВ, соответствует сумме концентраций его свободных (гидратированных) ионов и лабильной фракции ($Me_{\text{е+лаб}}$), а после – общему содержанию металла в растворенной форме ($Me_{\text{общ. расств}}$). Концентрация металла, которая определяется в неподкисленном фильтрате воды до фотохимической деструкции РОВ, соответствует его содержанию, прежде всего, в лабильной фракции ($Me_{\text{лаб}}$), а после – его содержанию в рас-

творенной форме ($Me_{расств}$) без учета гидратированных ионов, которые, вероятно, быстро адсорбируются на стенках посуды. Концентрацию гидратированных ионов металла можно рассчитать по формуле: $Me_z = Me_{z+лаб} - Me_{лаб}$. Концентрацию исследуемого металла в составе стойких комплексов с РОВ ($Me_{компл}$) рассчитывали по формуле: $Me_{компл} = Me_{общ. расств} - Me_{z+лаб}$. Указанный выше расчет содержания гидратированных ионов Me_z использовали в случае фотометрического определения концентрации Al, Fe и Ti [Савранский, Наджафова, 1992; Аналітична хімія..., 2007], которое не позволяет проводить непосредственное определение этой формы металла. В то же время хемилюминесцентный метод и анодная инверсионная вольтамперометрия, применяющиеся для определения Mn, Zn, Cd и Pb [Набиванец и др., 1981; Линник, Набиванец, 1988], лишены этого недостатка. Однако с помощью приведенных расчетов можно установить потери растворенной формы **Mn, Zn, Cd и Pb при транспортировке фильтра** воды. Поэтому полученные результаты общего содержания растворенной формы исследуемого металла в фильтрате воды без его подкисления в максимально короткий промежуток времени будут занижены. Это особенно касается участков водных объектов с точечными источниками загрязнения (табл.).

Исследование распределения растворенных соединений металлов, кремния и фосфора по знаку заряда и молекулярной массе осуществляли с помощью соответственно ионообменной и гель-хроматографии. При ионообменном разделении использовали две полипропиленовые колонки, первая из которых заполнена анионитом диэтиламиноэтилцеллюлозой (ДЭАЭ), а вторая – катионитом карбоксиметилцеллюлозой (КМ). Методика ионообменной хроматографии предусматривает последовательное пропускание неподкисленного фильтрата природной воды сначала через колонку с ДЭАЭ-целлюлозой, а затем – с КМ-целлюлозой. С помощью этой методики получали кислотную (доминируют гумусовые вещества (ГВ) и их соединения с исследуемыми химическими элементами с отрицательным зарядом), основную (превалируют белковоподобные вещества (БПВ) и, возможно, их соединения с исследуемыми химическими элементами с положительным зарядом) и нейтральную (содержатся углеводы и их соединения с исследуемыми

химическими элементами без знака заряда) фракции. Соединения РОВ с химическими элементами – это, прежде всего, комплексы с металлами. Последовательность действий, которые необходимо соблюдать при выполнении методики ионообменной хроматографии, изложены в ранее опубликованных статьях [Linnik et al., 2013, 2014]. Метод ионообменной хроматографии позволяет установить наличие исследуемого металла в составе комплексных соединений с ГВ, БПВ и углеводами. Для установления молекулярной массы этих комплексных соединений использовали метод гель-хроматографии. Изучение молекулярно-массового распределения ГВ и их комплексов с исследуемыми металлами, а также анионной фракции кремния осуществляли с помощью стеклянной колонки, заполненной гелем Toyopearl HW-50F (Япония) и предварительно откалиброванной с помощью веществ с известной молекулярной массой – полиэтиленгликолей (1,0, 2,0, 15,0 и 20,0 кДа) и глюкозы (0,18 кДа). Исследование молекулярно-массового распределения углеводов и их комплексов с металлами осуществляли с помощью стеклянной колонки, заполненной гелем Toyopearl HW-55F (Япония), которая также была откалибрована с помощью декстрана с молекулярной массой 70 кДа, альбумина (\approx 64 кДа) и упомянутых полиэтиленгликолей и глюкозы. Для исследования молекулярно-массового распределения растворенных соединений кремния, находящихся в нейтральной фракции, применяли стеклянную колонку, заполненную TSK-гелем Toyopearl HW-40F (Япония), которая была предварительно откалибрована с помощью растворов полиэтиленгликолей с молекулярной массой 0,6, 1,0 и 2,0 кДа и глюкозы (0,18 кДа). В качестве элюента использовали 0,05 моль/дм³ раствор KNO₃. Концентрацию исследуемых металлов, кремния и фосфора в полученных фракциях после ионообменной и гель-хроматографии измеряли после фотохимической деструкции РОВ. Обнаружение растворенных форм исследуемых металлов, кремния и фосфора в составе низкомолекулярных соединений менее 5 кДа указывает на их потенциальную биодоступность для гидробионтов.

Исследование растворенных соединений химических элементов в поровой воде донных отложений осуществляли в такой же последовательности, как и в природной воде.

Средние величины содержания исследуемых металлов в неподкисленном (I, Me_{раств.}) и подкисленном (II, Me_{общ. раств.}) фильтрате природной воды р. Лыбедь и прилегающего участка Каневского вдхр. после фотохимической деструкции РОВ, июнь 2014 г., г. Киев, мкг/дм³

Станция отбора	Al		Fe		Zn		Cd		Pb	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
1	2,5	33,0	127	135	4,9	31,2	0,2	8,0	77,0	108,0
2	2,0	36,9	115	128	4,7	22,6	0,4	12,5	4,8	78,2
3	6,5	38,0	130	142	8,0	28,0	0,7	18,0	1,2	50,8
4	50,5	104,9	218	308	–	–	–	–	–	–
5	26,5	43,6	132	154	2,0	81,0	1,1	29,0	5,0	26,7
6	21,0	27,2	165	176	1,3	76,0	0,6	32,0	2,4	33,7
7	29,0	31,0	131	133	22,0	33,0	0,6	0,6	36,5	37,8
8	22,0	37,0	145	152	13,7	36,4	0,4	5,3	19,3	50,3

Примечание. Станции отбора: 1 – 50 м выше впадения р. Мокрой, 2 – 10 м ниже впадения р. Мокрой, 3 – 5 м ниже впадения р. Совки, 4 – место впадения сбросного канала ТЭЦ-5 (~1,6 км выше устья р. Лыбедь), 5 – устье р. Лыбедь, 6 – место смешивания вод р. Лыбедь и Каневского вдхр., 8 и 9 – Каневское вдхр., соответственно выше (~150 м) и ниже (~150 м) впадения р. Лыбедь.

Для изучения форм нахождения химических элементов и определения их содержания в составе твердых субстратов донных отложений и взвешенных веществ нами предлагается использовать разработанный способ двухстадийной обработки взвешенных веществ и донных отложений [Пат. 107989, 2013; Жежеря и др., 2015]. Применение данного способа позволяет установить концентрацию и относительное содержание исследуемого химического элемента в адсорбированной форме и в составе биотической составляющей взвешенных веществ (I стадия), подверженных кислотному выщелачиванию («мокрое сжигание»), а также в кристаллической решетке минеральных частиц взвешенных веществ и твердой фазы донных отложений (II стадия, гидротермальная обработка). На примере Каневского вдхр., Килийской дельты Дуная, р. Лыбедь (г. Киев), озер системы Опечень (г. Киев) установлено, что относительное содержание Al, Fe, Ti, Si и P, которые извлекаются из состава взвешенных веществ после I стадии двухстадийной обработки, находится в пределах соответственно 22,5–85,3, 77,3–99,8, 57,1–100, 0,1–5,7 и 82,4–91,9 %.

Вся остальная часть исследуемых химических элементов выщелачивается только после гидротермальной обработки остатков взвеси в $3,2 \text{ моль/дм}^3$ растворе NaOH. Особенности использования способа двухстадийной обработки взвешенных веществ и донных отложений изложены в ранее опубликованной статье [Жежеря и др., 2015].

Исследование сосуществующих форм химических элементов в составе твердой фазы донных отложений также проводится путем пятиступенчатой их обработки [Tessier et al., 1979], в которой мы заменили пятую ступень (разрушение в смеси 48 % фтороводородной HF и 70 % перхлоратной HClO₄ кислот) способом двухстадийной обработки. Извлекаемые химические элементы на первых трех стадиях обработки составляют наиболее подвижные их формы. Поэтому зная содержание того или иного химического элемента в первых трех фракциях, можно судить о потенциальной возможности его поступления из донных отложений в водную среду при благоприятных для этого условиях.

Известно, что взвешенные вещества участвуют в детоксикации металлов путем адсорбции из воды их лабильной фракции как наиболее токсичной формы, а также в результате биоаккумуляции. В связи с тем что взвешенные вещества играют важную роль в миграции химических элементов, нами была рассчитана концентрация и относительное содержание адсорбированной формы алюминия и железа в составе взвешенных веществ, которая способна к десорбции в слабокислой среде. Установлено, что в воде р. Лыбедь и прилегающей территории Каневского вдхр. концентрация алюминия в составе взвешенных веществ, разрушающихся на I стадии двухстадийной обработки, составляла соответственно 101–438 и 102–314 мкг/дм³. Относительное содержание десорбированного алюминия при pH ~ 4,0 из этой же фракции взвешенных веществ находилось в пределах 27,7–99,1 %, а его концентрация составляла 50,8–311 мкг/дм³. Таким образом, эту часть металла следует рассматривать как потенциально способную поступать обратно в водную среду, трансформируясь из взвешенного в растворенное состояние. В озерах системы Опечень и устье р. Сырец (г. Киев) содержание алюминия и железа в составе взвешенных веществ после I стадии двухстадийной обработки находилось в пределах соответственно 24,3–289 и 104–631 мкг/дм³.

Доля десорбированного алюминия и железа при $\text{pH} \sim 4,0$ варьировала в широких пределах – соответственно 1,1–98,7 и 7,5–99,6 %, а их концентрация составляла соответственно 3,1–151 и 30,0–625 мкг/дм³. Большая часть железа высвобождается в воду в слабокислой среде, что может быть следствием его преимущественного нахождения в биодоступной форме. Исследование форм нахождения химических элементов в составе взвешенных веществ важно с экологических позиций, так как при снижении pH водной среды и формировании анаэробных условий в водоемах химические элементы будут трансформироваться из взвешенного в растворенное состояние. Это, в свою очередь, является причиной вторичного загрязнения водной среды. Более детальная информация относительно изучения форм нахождения химических элементов в составе взвешенных веществ изложена в статье [Жежеря и др., 2015].

Выводы. При изучении сосуществующих форм химических элементов в поверхностных водных объектах рекомендуется придерживаться изложенной выше последовательности пробоподготовки воды и донных отложений, что позволяет установить содержание их различных форм нахождения в растворенном и взвешенном состоянии, а также избежать получения некорректных результатов. Подкисление фильтрата природной воды позволяет учесть содержание гидратированных ионов, которые являются наиболее токсичной или биодоступной формой исследуемого металла, особенно в водных объектах с точечными источниками загрязнения. Использование ионообменной и гель-хроматографии дает возможность оценить содержание растворенных форм химических элементов, которые отличаются по знаку заряда и молекулярной массе соответственно. Для полноты разрушения взвешенных веществ и твердой фазы донных отложений рекомендуется использовать разработанный способ двухстадийной их пробоподготовки. При изучении сосуществующих форм металлов в составе взвешенных веществ важно установить концентрацию и относительное содержание формы металла, которая способна к десорбции при снижении pH . Эта форма металла потенциально способна к поступлению в воду при закислении и может служить источником вторичного загрязнения водной среды.

Литература

Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Київ: Наукова думка, 2007. 456 с.

Жежеря В. А., Линник П. Н., Жежеря Т. П., Скоблей М. П. Методические особенности пробоподготовки взвешенных веществ и донных отложений // Гидробиол. журн. 2015. Т. 51, № 6. С. 95–114.

Линник П. Н., Набиванець Ю. Б. Применение метода инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных в комплексы ионов цинка и свинца в природных водах // Гидробиол. журн. 1988. Т. 24, № 1. С. 68–71.

Набиванець Б. И., Линник П. Н., Калабина Л. В. Кинетические методы анализа природных вод. Київ: Наукова думка, 1981. 140 с.

Пат. 107989 Україна, МПК⁵¹ (2015.01) G 01 N 1/00, G 01 N 33/18, G 01 N 33/24 **Спосіб двостадійної обробки проб завислих речовин і донних відкладів**; винахідник: Линник П. М., Жежеря В. А., Дика Т. П.; № а 2013 05219; заяв. 23.04.2013; опубл. 10.03.15, Бюл. № 5.

Савранский Л. И., Наджафова О. Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования **Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ** // Журн. аналит. химии. 1992. Т. 47, № 9. С. 1613–1617.

Linnik P. N., Zhezherya V. A., Ivanechko Ya. S., Linnik R. P. Humic substances and their role in migration of metals in the high colored surface waters: The case study of rivers of the Pripyat' river basin // Russian Journal of General Chemistry. 2014. V. 84, N 13. P. 2572–2587.

Linnik P. N., Ivanechko Ya. S., Linnik R. P., Zhezherya V. A. Systematic features in the study of humic substances in natural surface waters // J. Water Chem. and Technol. 2013. V. 35, N 6. P. 295–304.

Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Anal. Chem. 1979. V. 51. P. 844–851.

METHODOLOGICAL FEATURES IN THE STUDY OF COEXISTING FORMS OF CHEMICAL ELEMENTS IN SURFACE WATER BODIES

V. A. Zhezherya, T. P. Zhezherya

Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev

The paper presents methodical recommendations for the study of coexisting forms of chemical elements in the dissolved state and the composition of suspended matter and solid phase of bottom sediments in surface water bodies. To study the coexisting forms of chemical elements such methods as the membrane filtration, ion exchange

and gel chromatography, two-step method for treatment suspended matter and bottom sediments, photochemical destruction of dissolved organic matter were used.

МАКРОФИТЫ ЛАДОЖСКИХ ЗАЛИВОВ ВАЛААМСКОГО АРХИПЕЛАГА

Н. В. Зуева, Ю. А. Зуев, Ю. А. Шевцова

Российский государственный гидрометеорологический университет

Выполнено исследование макрофитов 6 ладожских заливов и бухт Валаамского архипелага. Таксономический список макрофитов изученных заливов складывается из 56 видов растений, относящихся к 5 отделам. Проведено сопоставление акваторий по видовому богатству и разнообразию растений. Выявлена максимальная глубина нижней границы области распространения макрофитов в этом районе, она составляет 10–12 м.

Ладожское озеро – огромный водоем, его максимальная глубина достигает 230 м, а средняя – 46,9 м [Литоральная..., 2011]. Такое крупное озеро, конечно, не будет являться «макрофитным», и ведущая роль в продуцировании органического вещества в нем принадлежит фитопланктону. Тем не менее ладожская литораль, важная и привлекательная для исследователя зона, располагается здесь до глубин 8,4 м [Литоральная..., 2011]. Эта часть озера, как известно, является исключительной областью распространения макрофитов и простирается от уреза воды до нижней границы их произрастания.

По характеру зарастания литоральная зона Ладожского озера подразделяется на геоботанические районы. Валаамский архипелаг относится к шхерному району, комплексные исследования водной растительности которого проводились под руководством д. б. н. И. М. Распопова [Распопов, 1961, 1968, 1985 и др.] в Институте озероведения РАН. В настоящее время изучение макрофитов заливов Валаамского архипелага Ладожского озера также ведется на учебно-научной станции РГТМУ «Валаам».

Начиная с 2011 по 2015 г. в конце июля и начале августа – в период максимального развития макрофитов – в данном районе были обследованы заливы разных частей Валаамского архипелага. Исследо-

вания проводились по общепринятой методике [Катанская, 1981], в том числе с использованием водолазного оборудования, что дало возможность проследить изменение характера зарастания по глубине, от уреза воды до внешних границ растительных группировок. В данную работу включены данные о шести заливах и бухтах архипелага (рис. 1). Заливы Невод, Мельничный и Дивная бухта расположены в юго-восточной его части, бухты Малая Никоновская и Московская – в северо-западной, а Золотая бухта находится на северо-востоке.

Также было обследовано побережье к югу от изученной акватории бухты Малая Никоновская (2 на рис. 1). Однако макрофиты на этом участке побережья практически отсутствовали, за исключением представителей рода *Ulothrix*, повсеместно развивающихся у уреза воды на скалах, камнях и т. п. В анализ данный таксон включен не был, так как принято относить его к типичным представителям перифитонного комплекса.



Рис. 1. Исследованные заливы Валаамского архипелага:

- 1 – бухта Московская,
- 2 – бухта Малая Никоновская,
- 3 – бухта Дивная,
- 4 – залив Невод,
- 5 – залив Мельничный,
- 6 – бухта Золотая

Таксономический список макрофитов изученных заливов складывается из 56 видов растений, относящихся к 5 отделам. Большую часть из них (93 %) составляют представители отдела

Magnoliophyta, причем на долю *Magnolipsida* приходится 30 видов (54 %), а *Liliopsida* – 22 вида (39 %). Кроме цветковых, в списке присутствует по 1 виду растений из отделов: *Charophyta*, *Bryophyta*, *Equisetophyta* и *Lycopodiophyta*.

Наибольшее видовое богатство и разнообразие макрофитов при- сущие бухтам Московская и Малая Никоновская. Число видов в каж- дом из них составляет 36, а индекс Шеннона равен 5,1 и 5,0 соответ- ственно, что не удивительно, так как это две самые крупные аквато- рии из обследованных. В заливах Невод и Мельничный количество видов не превышает 30. В бухте Дивная было зафиксировано неболь- шое число видов – 18 и относительно невысокое видовое разнообра- зие (4,1 бит), хотя она глубоко врзается в сушу и имеет сложную форму с плесами и кутами, благоприятную для развития водных рас- тений. Минимальные же значения двух этих характеристик выявле- ны в бухте Золотая: 6 видов и 1,8 бит. Столь низкие значения объясня- ются в первую очередь тем, что год наблюдений здесь – 2015 – харак- теризуется низким уровнем воды. Поэтому после его падения на уре- зе воды еще не успели сформироваться заросли прибрежно-водных растений. Подобная ситуация наблюдалась в бухте Дивная в 2003 г., когда из-за очень низкого уровня Ладоги на этой акватории было об- наружено лишь 3 вида гидрофитов. Далее в данной статье мы исклю- чим эту акваторию из анализа, ввиду того что здесь необходимы даль- нейшие исследования в годы с более высоким уровнем.

Общими для исследованных заливов оказались 9 видов макро- фитов. Значения индекса сходства Жаккара при сравнении всех ак- ваторий изменялись от 0,4 до 0,6, т. е. сходство их достаточно вели- ко. Максимальное значение подобия наблюдается для близко распо- ложенных заливов Невод и Мельничный. При анализе экологических групп растений видно, что гидрофиты лидируют по количеству ви- дов, их 20. Следующая многочисленная группа – истинно-водные растения (гидрофиты), включает 17 видов. Остальные 19 видов – это гигрогелофиты и гелофиты.

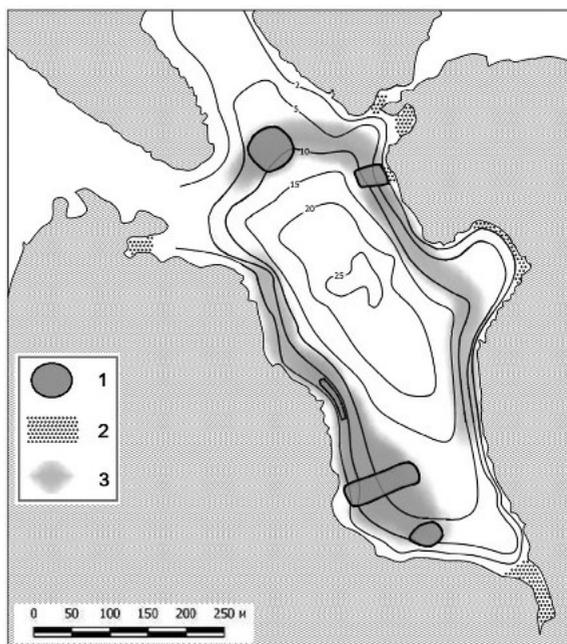
Подробные работы, проведенные в бухте Малая Никоновская в 2015 г. с использованием водолазного оборудования, позволили вы- яснить нижнюю границу зоны обитания макрофитов в этом заливе.

Так, представители вида *Elodea canadensis* встречаются до глубины 10 м, а отдельные водоросли рода *Nitella* – до 12 м. Выявленные значения превышают известную границу литорали в Ладожском озере (8,4 м). Нужно отметить, что прозрачность воды (видимость белого диска) в этой бухте летом 2013 г. изменялась в диапазоне от 2,5 до 4,5 м, в 2014 – от 2,7 до 4,4, в 2015 г. составляла 2,4–4,9 м. Таким образом, глубина граница зоны обитания крупных растений здесь составляет более чем 2 глубины максимальной летней прозрачности воды.

Интересно сопоставить материалы, полученные с помощью общепринятой методики полевых работ при описании растительного покрова озера, и данные водолазных обследований методом трансект [Голиков, Скарлато, 1965]. На рис. 2 показаны области распространения макрофитов, полученные в результате этих съемок. Кроме того, нанесена предполагаемая нами область их обитания. Как следует из схемы, большая часть площади, занятой гидрофитами, не была обнаружена исследователем с поверхности, когда для обследования использовались водяные грабли или драга-кошка.

Рис. 2. Области распространения макрофитов в бухте Малая Никоновская:

1 – выявленная при подводных работах; 2 – при работах с поверхности; 3 – предполагаемая область обитания



На западном побережье залива макрофиты вообще не отмечались при работе с лодки и берега. Тем не менее подводные работы показывают и позволяют предположить довольно значительную по площади область их обитания у этого берега.

Проведенная работа ставит перед нами задачи для дальнейших исследований по подводному изучению растительного покрова в северной Ладоге. Уточнение глубин нижней границы обитания гидрофитов – одна из них.

Литература

Голиков А. Н., Скарлато О. А. Гидробиологические исследования в заливе Посьет с применением водолазной техники // Исследования фауны морей СССР. 1965. № 3 (9). С. 5–21.

Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.

Литоральная зона Ладожского озера / Под ред. Е. А. Курашова. СПб.: Нестор-История, 2011. 416 с.

Распопов И. М. Высшая водная растительность шхерного района Ладожского озера // Комплексные исследования шхерной части Ладожского озера. М.; Л., 1961. С. 193–210.

Распопов И. М. Высшая водная растительность Ладожского озера // Растительные ресурсы Ладожского озера. Л., 1968. С. 16–72.

Распопов И. М. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. Л., 1985. 200 с.

Распопов И. М. Видовое и ценогическое разнообразие высших водных и прибрежно-водных растений в литоральной зоне Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб., 2011. С. 52–64.

MACROPHYTES OF LADOGA BAYS OF VALAAM ARCHIPELAGO

N. V. Zuyeva, Y. A. Zuyev, Y. A. Shevtsova

Russian State Hydrometeorological University

Macrophytes of six Valaam archipelago's gulfs and bays were studied. The taxonomical list of macrophytes found in the investigated bays includes 56 plant species belonging to 5 divisions. A comparison of water areas in species richness and plant diversity was carried out. The maximum depth of the lower border of the macrophytes' distribution in the area that is 10–12 meters was revealed.

**АНАЛИЗ СУБФОССИЛЬНОГО СОСТАВА CLADOCERA
(BRANCHIOPODA, CRUSTACEA) ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА
МЕДВЕДЕВСКОГО (КАРЕЛЬСКИЙ ПЕРЕШЕЕК, РОССИЯ)**

А. Г. Ибрагимов¹, Л. А. Фролова^{1,2}, Л. С. Сырых^{2,3}, Д. А. Субетто^{2,3}

¹ *Казанский (Приволжский) федеральный университет*

² *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

³ *Российский государственный педагогический университет
им. А. И. Герцена*

Целью данного исследования является восстановление климатической картины голоцена для Карельского перешейка, СЗ России, а также реконструкция экологических условий прошлого. В работе представлены результаты палеобиологического анализа сообществ *Cladocera* в донных отложениях оз. Медведевского (Карельский перешеек между Финским заливом Балтийского моря и Ладожским озером на СЗ России). Выявлены виды-доминанты, определена зоогеографическая и биотопическая приуроченность представителей обнаруженных таксонов. По результатам кладоцерного анализа выделены четыре стратиграфические зоны в разрезе донных отложений оз. Медведевского, по таксономическому составу которых сделаны выводы об изменении трофического статуса водоема и климатических условий в целом. Проведен сравнительный анализ полученных данных с результатами хирономидного анализа.

Объектом исследования было выбрано оз. Медведевское (60°31'51" с. ш., 29°53'57" в. д., 102,2 м н. у. м., площадь зеркала воды – 0,44 км², максимальная глубина – около 4 м), расположенное на центральной возвышенности Карельского перешейка, которое благодаря высотному положению и малой площади водосборного бассейна не заливалось водами крупных приледниковых водоемов после дегляциации и характеризуется непрерывностью осадконакопления на протяжении 12 650 лет [Субетто, 2009].

Регион исследования характеризуется умеренным морским климатом со средней температурой января –9 °С, средней температурой июля +16 °С и средней годовой температурой +3 °С [Sytykh et al., 2015]. Котловина оз. Медведевского сформировалась на валун-

ных суглинках и супесях. Растительность территории соответствует флористическому разнообразию среднетаежной подзоны Восточно-Европейской тайги [Субетто и др., 2003].

Весной 2012 г. со льда были отобраны две колонки донных отложений длиной 1 и 2,5 м. Колонки донных отложений озера, период седиментации которых охватывает позднеледниковье и весь голоцен, были датированы методом ускорительной масс-спектрометрии (^{14}C AMS-методом) и проанализированы на потерю массы при прокаливании (ППП, %). Выполнены литостратиграфический, радиоуглеродный и ряд анализов с использованием биологических индикаторов (хириноидный, спорово-пыльцевой, кладоцерный).

Cladosega, являясь значимой группой водной экосистемы, в последние десятилетия все чаще используется в реконструкциях палеоклимата. Целостность хитиновых структур их экоскелета (головные щиты, карапаксы, постабдомены, постабдоменальные коготки и др.), как правило, сохраняется в донных отложениях озер, что позволяет идентифицировать большинство из них до уровня видовой принадлежности [Korhola, Rautio, 2001].

Для кладоцерного анализа по всей колонке донных отложений были отобраны образцы с интервалом 1–6 см. Обработку проб донных осадков проводили по стандартной методике, определение проводили по специализированному определителю [Szeroczyńska, Sarmaja-Korjonen, 2007; Korosi, Smol, 2012; Фролова, 2013].

В составе субфоссильных остатков было выявлено 39 таксонов. В водоеме доминируют виды, свойственные зонам палеарктики (44,5 %) и голарктики (39,5 %), космополитическая зоогеография характерна лишь для 15,8 % сообщества. Доминирующими видами сообщества являются *Bosmina (Eubosmina) longispina*, *Alonella nana*, *Acroperus harpae*, *Chydorus sphaericus*. Значительного развития достигают пелагические представители рода *Eubosmina* sp. (22,3 %), что может быть связано с увеличением доли открытой части водоема. Увеличение в определенные периоды значимости литоральных и фитофильных видов свидетельствует о наличии мелководных участков в озере и участков, заросших макрофитами. Видовое разнообразие сообщества в нижних слоях керна характеризуется как бедное и

растет с продвижением вверх по колонке. Органическая составляющая исследуемого озера также увеличивается параллельно со скоростью осадконакопления.

Стратиграфию сообщества ветвистоусых ракообразных оз. Медведевского можно условно разделить на четыре зоны. В нижних слоях (9000–13 000 кал. л. н.) относительная бедность таксономического разнообразия сочетается с доминированием типичных северных видов, таких как *Acroperus harpae*, *Eubosmina longispina*, *Alona affinis*, *Camptocercus rectirostris*, *Alonella nana*, *Eurycercus lammelatus*. Данные, полученные в результате анализа потери при прокаливании и хириноmidного анализа, подтверждают наличие прохладного климата в олиготрофном водоеме и свидетельствуют о накоплении минеральных осадков в нем [Сырых и др., 2015].

На переходе к следующей палеозоне (6500–9000 кал. л. н.) отмечается резкое увеличение доли *Chydorus sphaericus*. Признаком потепления климата может служить увеличение биологического разнообразия в данной зоне: растет значимость литоральных и фитофильных видов (*Alona affinis*, *A. intermedia*, *Alonella excisa*, *A. exiqua*, *A. nana*), снижается встречаемость типичной пелагической формы *Eubosmina longispina*. Одновременно происходит увеличение доли хищного *Polyphemus pediculus*. На данном этапе развития озера происходит смена седиментации, сопровождающаяся увеличением органической составляющей в донных отложениях, что, вероятно, связано с изменением природных обстановок на водосборе.

В зоне 2000–6500 кал. л. н. наблюдается очередной «расцвет» холодноводных видов (*Acroperus harpae*, *Eubosmina longispina*, *Camptocercus rectirostris*, *Alonella nana*, *Eurycercus lammelatus*). По данным хириноmidного анализа, на этом этапе эволюции происходит уменьшение количества кислорода в водоеме и повышение его трофического статуса [Сырых и др., 2015].

В отложениях, датированных возрастом 500–2000 кал. л. н., обнаруживаются остатки *Acroperus harpae*, *Chydorus sphaericus*, *Ceriodaphnia* sp., что является признаком эвтрофикации водоема.

На современном этапе изучения в фитопланктоне озера преобладают рафидофитовые водоросли, свойственные стоячим водоемам,

болотам и вызывающие их «цветение». Это объясняется тем, что в настоящий момент озеро используется для рыборазведения. После известкования и удобрения в них значительно повысились цветность и содержание $P_{\text{общ}}$. Озеро можно отнести к категории слабозагрязненных водоемов [Трифонова и др., 2014].

Изменение климатических условий и трофического статуса озера отчетливо отражается на таксономическом разнообразии кладоцерного сообщества. На протяжении колонки дважды происходит замена холодноводных видов теплолюбивыми, толерантными к понижению уровня кислорода и к ацидофильным условиям водоема. В озере прослеживается тенденция к эвтрофикации и накоплению минеральных веществ.

Исследование поддержано грантами РФФИ № 16-35-50067 и 16-35-50036.

Литература

Субетто Д. А. Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции. СПб.: РГПУ им. А. И. Герцена, 2009. 309 с.

Субетто Д. А., Давыдова Н. Н., Сапелко Т. В. и др. Климат северо-запада России на рубеже плейстоцена и голоцена // Известия АН, сер. Географическая. 2003. № 5. С. 1–12.

Сырых Л. С., Назарова Л. Б., Субетто Д. А. Предварительные данные о развитии климата на территории Карельского перешейка в голоцене по результатам хириноmidного и литологического анализов // Тр. КарНЦ РАН, сер. Лимнология. 2015. № 5. С. 53–59.

Трифонова И. С., Афанасьева А. Л., Русанов А. Г., Станилавская Е. В. Растительные сообщества озер центральной части карельского перешейка как индикаторы их экологического состояния // Изв. Самарского НЦ РАН. 2014. Т. 16, № 1 (4). С. 1034–1038.

Фролова Л. А. Cladocera // Биологические индикаторы в палеобиологических исследованиях: Атлас / Науч. ред. Л. Б. Назарова. Казань: Казан. ун-т, 2013. С. 64–87 с.

Korhola A, Rautio M. Cladocera and other branchiopod crustaceans // Smol JP, Birks JB, Last WM (eds.). Tracking environmental change using lake sediments. Vol.: Zoological indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2001. P. 5–41.

Korosi J. B., Smol John P. An illustrated guide to the identification of cladoceran subfossils from lake sediments in northeastern North America / The Chydoridae. Springer Science+Business Media B.V. 2012.

Syrykh L., Nazarova L., Subetto D. Palaeoclimate and palaeoenvironment reconstruction on the Karelian Isthmus, northwestern Russia, from sediment record of the Lake Medvedevskoe // The 13th International Paleolimnology Symposium. Lanzhou, China, MO: Lanzhou University, 2015. P. 169–170.

Szeroczyńska K., Sarmaja-Korjonen K. Atlas of Subfossil Cladocera from Central and Northern Europe. Friends of the Lower Vistula Society, 2007. 84 p.

ANALYSIS OF SUBFOSSIL CLADOCERA (BRANCHIOPODA, CRUSTACEA) FROM BOTTOM DEPOSITS OF LAKE MEDVEDEVSKOYE (KARELIAN ISTHMUS, RUSSIA)

A. G. Ibragimova¹, L. A. Frolova¹, L. S. Syrykh^{2,3}, D. A. Subetto^{2,3}

¹ *Kazan (Volga region) Federal University, Kazan*

² *Northern Water Problems Institute KarRC of RAS, Petrozavodsk*

³ *Herzen State Pedagogical University of Russia, St. Petersburg*

The study is focused on the reconstruction of climatic and environmental conditions the Karelian Isthmus, NW Russia, experienced over the Holocene. The paper presents the results of the paleobiological analysis of the Cladocera community of Lake Medvedevskoye (Karelian Isthmus, located between the Gulf of Finland of the Baltic Sea and Lake Ladoga, NW Russia). The dominant species, zoogeography and biotopic attachments were identified. According to the results of Cladocera analysis, four stratigraphic zones were determined which taxonomic composition allowed making conclusions about changes referring to the climate and trophic status of the lake. A comparative analysis of our findings and the results of chironomid analysis was carried out.

КАЛЬЦИЙЗАВИСИМЫЕ ПРОТЕИНАЗЫ СЕМЕЙСТВА КАЛЬПАИНОВ КАК ПОКАЗАТЕЛИ СОСТОЯНИЯ РЫБ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Н. П. Канцерова, Л. А. Лысенко, Н. Н. Немова

Институт биологии КарНЦ РАН

Целью настоящего исследования явилось изучение влияния стоков Костомукшского горно-обогатительного комбината на активность внутриклеточных кальцийзависимых протеиназ у рыб. Было показано, что активность кальпаинов в печени, жабрах и почках рыб из

загрязненной зоны значительно превышает таковую у рыб из референтного водоема. Наблюдаемая активация кальпаинов в органах рыб, выловленных в загрязненной зоне, свидетельствует о становлении неспецифического компенсаторного ответа белкового метаболизма на действие основных факторов вод хвостохранилища Костомукшского ГОКа.

В последние десятилетия в связи с усиливающимся антропогенным воздействием на водные экосистемы значительно возросло внимание к проблеме существования и выживания гидробионтов в условиях загрязнения. Приоритетным направлением стала оценка биологического эффекта загрязняющих веществ, тогда как анализ качественного и количественного состава ксенобиотиков в водной среде не отражает их биологической активности и позволяет установить только соответствие водоемов определенным нормативам. Статус организмов, обитающих в условиях антропогенного загрязнения, оценивается по различным биохимическим и физиологическим показателям, изменения в которых, как известно, детектируются ранее видимых нарушений в благополучии индивидуальных организмов или их популяций. Указанные показатели, называемые биомаркерами, таким образом, служат индикаторами начальных стадий развития патологического или адаптивного процесса [van der Oost et al., 2003]. **Показатели внутриклеточного протеолиза** в ряде экспериментов признаны высокочувствительными и специфичными биохимическими маркерами у организмов разного уровня организации и при воздействии вариабельного комплекса ксенобиотиков [Бондарева, 2004; Немова, Высоцкая, 2004; Канцорова, 2011]. Внутриклеточные протеолитические ферменты регулируют нормальный обмен в тканях живого организма путем катализа реакций двух типов: 1) деградации вне- и внутриклеточных белков и 2) ограниченного протеолиза (процессинга) предшественников биоактивных белковых полимеров. Показано, что свойства протеолитических ферментов (уровень активности, особенности структуры, соотношение молекулярных форм) информативны при оценке статуса организмов, обитающих в условиях загрязнения, а также

позволяют судить о (не)специфичности действия ксенобиотиков и в ряде случаев установить механизм их токсичности [Немова, 1996; Немова, Высоцкая, 2004; Немова, 2005].

Горнодобывающая промышленность, как известно, относится к числу крупнейших источников загрязнения водных бассейнов мира. Сточные воды горнопромышленного комплекса, содержащие повышенное количество взвешенных частиц, минеральных компонентов, приводят к изменению основных физико-химических параметров водной среды, таких как минерализация, ионный состав, прозрачность, pH. Изменение данных параметров среды оказывает негативное воздействие на обитателей водоемов [Моисеенко, 2009], в связи с чем особую актуальность приобретают работы по изучению влияния на них сточных вод предприятий горнопромышленного комплекса.

В настоящей работе представлены результаты изучения уровня активности внутриклеточных Ca^{2+} -зависимых протеиназ (кальпаинов) из тканей ряда видов рыб, населяющих хвостохранилище Костомукшского горно-обогатительного комбината.

Материалы и методы. Сбор материала проводили в 2009–2011 гг. в озерах, расположенных на территории Республики Карелия. Озеро Костомукшское – верхний водоем системы р. Кенти, является хвостохранилищем Костомукшского горно-обогатительного комбината (ГОКа) и используется для сброса промывных вод и для захоронения размолотой пустой породы (хвостов обогащения). Химический состав минералов хвостов вследствие выщелачивания различных компонентов непосредственно влияет на гидрохимические показатели воды хвостохранилища и озер, расположенных ниже. По результатам химического анализа воды, общая минерализация вод хвостохранилища в период исследования достигала 650 мг/л, концентрация (в мг/л) ионов калия составляла 156, натрия – 18, кальция – 40, магния – 18, хлоридов – 7, гидрокарбонатов – 122; pH – 7,4–7,5. Таким образом, главный загрязняющий фактор воды в хвостохранилище – высокая минерализация, при этом особенно высоки концентрации ионов калия и сульфатов [Кулакова, Лозовик, 2012; Биота..., 2012]. Кроме того, для хвостохранилища характерно наличие мел-

кодисперсной механической взвеси, которая, проникая в жабры и в желудочно-кишечный тракт, способна угнетать дыхание и пищеварение гидробионтов.

В качестве контроля были использованы рыбы, населяющие оз. Каменное (бассейн р. Кеми), расположенное на территории государственного заповедника «Костомукшский». Вода оз. Каменного характеризуется низкой минерализацией (9,5 мг/л) и содержанием органических соединений (общий азот – 0,41 мг/л, общий фосфор – 0,005 мг/л). Вследствие слабой минерализации и невысокой интенсивности биологических процессов вода озера отличается низкими величинами рН (5,97–6,49) [Биота..., 2012]. Таким образом, озеро характеризуется как олиготрофное с высоким качеством природной воды.

Биохимические показатели определяли в печени, скелетных мышцах, жабрах и почках рыб (щуки *Esox lucius*, сига *Coregonus lavaretus* и плотвы *Rutilus rutilus*), выловленных в хвостохранилище Костомукшского ГОКа и оз. Каменном. Активность кальцийзависимых протеиназ (кальпаинов) оценивали в цитоплазматической фракции и во фракции микрочастиц (мембраносвязанных белков) по гидролизу щелочно-денатурированного казеина [Enns, Belcastro, 2006].

Результаты проведенных экспериментов обработаны с применением общепринятых методов вариационной статистики. Достоверность различий оценена с помощью непараметрического критерия Манна-Уитни.

Результаты и обсуждение. В табл. приведены данные по уровню активности кальцийзависимых протеиназ в органах щуки и сига, выловленных из озер с разным минеральным составом.

Достоверные изменения уровня активности кальпаинов наблюдались в жабрах, печени и почках рыб. Жабры как барьерный орган постоянно подвергаются воздействию факторов окружающей среды, включая токсичные агенты, и служат одним из основных путей проникновения ксенобиотиков в организм гидробионтов [Моисеенко, 2009]. Постоянная проточность воды в жабрах является необходимым условием нормального газообмена, однако повышенная взмученность вод хвостохранилища приводит к механическому забиванию тычинок жабр частицами перемолотых горных

пород и, как следствие, к уменьшению оксигенации органов и тканей. Жабры рыб – полифункциональный орган, отвечающий также за ионную регуляцию, наряду с почками и кишечником [Виноградов, 2000]. Повышение активности кальпаинов в жабрах рыб из загрязненного водоема, по-видимому, является неспецифической компенсаторной реакцией на воздействие основных факторов вод хвостохранилища – взмученности и высокой минерализации.

Изучение параметров метаболизма печени гидробионтов является необходимым критерием для оценки состояния организмов, обитающих в загрязненных водоемах. В печени реализуются метаболические пути углеводного, белкового и липидного обменов, синтезируются различные соединения, осуществляется функция детоксикации. Установлено, что в печени щуки и сига, выловленных в зоне, загрязненной стоками Костомукшского ГОКа, наблюдался значительно более высокий уровень активности кальцийзависимых протеиназ как мембраносвязанной, так и цитозольной фракции, чем у рыб из оз. Каменного. Вероятно, избыточная активность фермента в печени может индуцироваться изменением баланса внутриклеточного кальция, например, из-за нарушения проницаемости мембранных структур и функций белков-транспортеров, и, как следствие, позволяет предположить функциональные нарушения в органе, вызванные недостаточным снабжением организма кислородом.

Интересно отметить, что основные изменения активности кальпаиновой системы обнаружены в печени и жабрах рыб, тогда как почка – основной орган регуляции водно-солевого обмена – характеризуется стабильными показателями. Исключением стало обнаруженное повышение активности кальпаинов в почках у щуки, выловленной в хвостохранилище в 2010 г. Интенсификация белкового обмена в почках, по-видимому, необходима для ускоренного обновления клеточных компонентов и может расцениваться как показатель развития адаптационных изменений метаболизма рыб в условиях минерального загрязнения. Отсутствие явных различий по исследуемым показателям в почках рыб из условно чистого и загрязненного водоемов в целом свидетельствует о незначительном влиянии минеральной взвеси ГОКа на осмотический баланс в организме последних.

Удельная активность кальпаинов (ЕА/г белка) в органах щуки и сига из водоемов с разной степенью антропогенной нагрузки

Водоем	Орган	Щука		Сиг	
		Удельная активность кальпаинов, ЕА/г белка			
		цитозольная фракция	мембранная фракция	цитозольная фракция	мембранная фракция
2009 г.					
Озеро Каменное	Мышцы	44,3 ± 8,6	95,2 ± 27,4	72,3 ± 26,1	181,1 ± 50,6
	Жабры	40,6 ± 10,2	176,4 ± 57,8	56,4 ± 18,4	178,6 ± 34,8
	Почки	30,4 ± 9,7	157,4 ± 42,1	77,6 ± 30,4	228,5 ± 87,6
	Печень	23,9 ± 8,8	123,6 ± 48,6	64,7 ± 22,4	326,6 ± 125,8
Хвостохранилище	Мышцы	64,7 ± 19,2	82,9 ± 33,1	60,4 ± 25,6	254,4 ± 114,6
	Жабры	30,1 ± 8,7	295,6 ± 48,2*	77,9 ± 21,4	350,1 ± 98,6*
	Почки	35,6 ± 10,4	204,4 ± 63,8	49,4 ± 13,5	186,6 ± 64,5
	Печень	71,8 ± 21,3*	534,1 ± 112,6*	80,5 ± 32,4	717,3 ± 125,9*
2010 г.					
Озеро Каменное	Мышцы	26,9 ± 8,7	159,9 ± 54,2	56,0 ± 21,3	94,9 ± 38,6
	Жабры	46,8 ± 11,2	199,6 ± 36,4	43,1 ± 14,6	158,4 ± 45,6
	Почки	25,5 ± 13,4	217,7 ± 41,5	89,5 ± 29,4	157,4 ± 29,4
	Печень	22,7 ± 10,8	92,8 ± 30,6	47,2 ± 11,3	104,2 ± 33,1
Хвостохранилище	Мышцы	54,7 ± 21,3	112,8 ± 32,5	64,8 ± 24,6	111,2 ± 29,2
	Жабры	36,9 ± 17,8	295,6 ± 44,3*	77,8 ± 31,6	371,9 ± 62,1*
	Почки	15,6 ± 8,4	304,1 ± 29,6*	49,4 ± 18,7	192,6 ± 33,4
	Печень	71,3 ± 19,6*	365,0 ± 84,6*	90,9 ± 21,9*	387,9 ± 102,8*
2011 г.					
Озеро Каменное	Мышцы	184,8 ± 60,5	204,8 ± 64,2	114,2 ± 26,7	150,3 ± 34,7
	Жабры	104,0 ± 22,1	313,6 ± 54,9	89,1 ± 25,3	184,5 ± 31,3
	Почки	44,8 ± 9,1	126,7 ± 16,2	74,8 ± 10,2	134,2 ± 47,1
	Печень	42,3 ± 7,9	163,4 ± 59,9	68,5 ± 19,3	159,1 ± 44,2
Хвостохранилище	Мышцы	102,7 ± 27,1	236,5 ± 47,1	121,6 ± 34,3	172,7 ± 29,1
	Жабры	176,8 ± 54,1	376,1 ± 127,4	103,8 ± 27,6	212,5 ± 47,8
	Почки	51,2 ± 31,4	267,4 ± 75,1	62,1 ± 15,3	176,8 ± 39,8
	Печень	130,8 ± 23,4*	317,1 ± 77,8	104,6 ± 25,6	378,1 ± 89,3*

Примечание. * – отличие от контроля достоверно при $p \leq 0,05$.

Достоверные изменения в уровне активности внутриклеточных кальцийзависимых протеиназ в органах плотвы из хвостохранилища по сравнению с таковым у рыб из оз. Каменного отмечены только в одном случае. Так, уровень активности кальпаинов в печени

плотвы, выловленной в 2010 г. из загрязненного водоема, достоверно выше по сравнению с таковым в печени рыб из референтного озера. Вероятно, это можно объяснить большей устойчивостью плотвы по сравнению с другими видами рыб к загрязнению воды промышленными стоками. Данное предположение подтверждается данными ихтиологических исследований, согласно которым плотва – наиболее многочисленный вид в хвостохранилище [Биота..., 2012].

Таким образом, можно предположить, что наблюдаемая активация кальпаинов в органах рыб, выловленных в загрязненной зоне, свидетельствует о становлении неспецифического компенсаторного ответа белкового метаболизма на действие основных факторов вод хвостохранилища – взмученности и повышенной минерализации. Наиболее чувствительным органом при данном типе загрязнения следует признать печень, но не почки, как того можно было бы ожидать исходя из функциональной нагрузки этих органов. В составе стоков присутствуют в незначительном количестве (или находятся в связанном состоянии, не обладают биодоступностью) компоненты специфического действия (ионы тяжелых металлов, органические вещества), в связи с чем характер описанных изменений внутриклеточного белкового обмена у рыб отражает по большей части ответную реакцию на воздействие неспецифических факторов (не только загрязнителей, но и природных абиотических), ранее неоднократно описанную нами у гидробионтов разных таксонов, обитающих в субоптимальных условиях.

Исследование выполнено с использованием приборов ЦКП НО ИБ КарНЦ РАН. Финансовое обеспечение исследования осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0221-2014-0003 и при поддержке гранта Президента РФ МК-4737.2016.4.

Литература

Биота северных озер в условиях антропогенного воздействия / Н. Н. Немова [и др.]. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2012. 230 с.

Бондарева Л. А. Влияние некоторых факторов среды на внутриклеточный протеолиз у гидробионтов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. 24 с.

Виноградов Г. А. Процессы ионной регуляции у пресноводных рыб и беспозвоночных. М.: Наука, 2000. 216 с.

Канцерова Н. П. Са²⁺-зависимые протеолитические ферменты некоторых водных беспозвоночных и рыб: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. 24 с.

Кулакова Н. Е., Лозовик П. А. Анализ влияния Костомукшского горно-обогатительного комбината на окружающую среду с учетом природно-техногенных факторов формирования и трансформации вод // Вода: Химия и Экология. 2012. № 2. С. 18–25.

Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.

Немова Н. Н. Внутриклеточные протеолитические ферменты у рыб. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1996. 104 с.

Немова Н. Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005. 164 с.

Немова Н. Н., Высоцкая Р. У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.

Enns D. L., Belcastro A. N. Early activation and redistribution of calpain activity in skeletal muscle during hindlimb unweighting and reweighting // Can. J. Physiol. Pharmacol. 2006. V. 84. P. 601–609.

van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // Environ. Toxicol. Pharmacol. 2003. V. 13. P. 57–149.

CALCIUMDEPENDENT PROTEASES OF CALPAIN FAMILY AS THE HEALTH STATUS INDICATORS UNDER THE ACTION OF ANTHROPOGENIC FACTORS

N. P. Kantserova, L. A. Lysenko, N. N. Nemova

Institute of Biology KarRC of RAS

The purpose of this study was to find out the effects of ore-dressing sewage from the Kostomuksha mining factory on intracellular calcium-dependent proteolytic activity in fish. The study showed that calpain activity in liver, gills, and kidneys of fish inhabiting the polluted area was higher than in the same organs of fish inhabiting the reference lake. The activation of calcium-dependent proteases in fish organs under mineral pollution influence indicates to the development of nonspecific compensatory biochemical changes in protein metabolism.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК В ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

А. В. Козлова, Н. В. Зуева, А. Ю. Куличенко

Российский государственный гидрометеорологический университет

В работе рассматриваются этапы построения интегрального показателя экологического состояния водных объектов на основе моделей-классификаций. В качестве одного из признаков, входящих в такую классификацию, используются токсикологические характеристики. На основе метода сводных показателей реализуется два уровня свертки информации. Возможность использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водных объектов апробируется на примере нескольких озер Псковской области.

Осуществление многокритериальной и интегральной оценки экологического состояния водной экосистемы удобно выполнять на основе метода сводных показателей [Дмитриев и др., 1977]. Для этого необходимо выбрать исходную классификацию оценки экологического состояния. В нее должен входить ряд приоритетных признаков. В качестве одного из таких признаков кажется целесообразным использовать токсикологические характеристики.

Под токсичностью поверхностных вод понимается способность воды вызывать нарушение жизнедеятельности водных организмов за счет присутствия в ней вредных веществ [Гальцова, Дмитриев, 2007]. Токсичность воды устанавливается методом биотестирования. Приоритетным методом определения токсикологических характеристик водной среды является биотестирование, используются разные тест-организмы. По чувствительности и степени изученности среди других тест-объектов выделяются ракообразные дафнии магна (*Daphnia magna* Straus 1820) и одноклеточные зеленые водоросли из класса протококковых – хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer 1890).

Определение токсичности поверхностных вод с использованием дафний проводится по методике, основанной на определении смерт-

ности дафний при воздействии токсических веществ, присутствующих в исследуемой водной среде, по сравнению с контрольной пробой, не содержащей токсических веществ (контроль) [Методика..., 2012]. Критерием острой токсичности служит гибель 50 % и более дафний за 48 ч в исследуемой пробе при условии, что в контрольной пробе все рачки сохраняют свою жизнеспособность. Количество живых и мертвых дафний определяется методом прямого счета.

Определение токсичности водных объектов с использованием хлореллы производится в соответствии с методикой, основанной на регистрации различий в оптической плотности тест-культуры водоросли, выращенной на среде, не содержащей токсических веществ (контроль), и тестируемых проб, в которых эти вещества могут присутствовать [Методика..., 2012]. Измерение оптической плотности суспензии водоросли позволяет контролировать изменение численности клеток в контрольном и опытном вариантах острого токсикологического эксперимента. Критерием токсичности воды является снижение на 20 % и более (подавление роста) или увеличение на 30 % и более (стимуляция роста) величины оптической плотности культуры водоросли, выращиваемой в течение 22 ч на тестируемой воде, по сравнению с ее ростом на контрольной среде, приготовленной на дистиллированной воде.

Токсикологические характеристики возможно использовать при различных многокритериальных (интегральных) оценках, где в качестве признаков служат, во-первых, определение острой токсичности по изменению процента погибших дафний в тестируемой пробе, а, во-вторых, определение острой токсичности по изменению оптической плотности тест-объекта *Ch. vulgaris*.

Таким образом, токсикологические характеристики становятся одним из параметров, при помощи которого формируется модель-классификация для определенного свойства системы, с целью последующей экологической оценки. В такой классификации для каждого класса необходимо ввести границы количественных изменений параметров. Поэтому следующим этапом становится выделение диапазонов изменения токсикологических характеристик в соответствии с классами качества вод (табл. 1).

Таблица 1. Классификация качества вод по токсикологическим характеристикам

Признаки	Класс качества				
	Очень грязная	Грязная	Загрязненная	Умеренно загрязненная	Чистая
Смертность дафний в тестируемой пробе, %	100–80	80–70	70–60	60–50	50–0
Изменение оптической плотности тест-объекта <i>Ch. vulgaris</i> по сравнению с контролем, %	100–80	80–60	60–40	40–30	30–(–20)

Предположив, что безвредное токсическое действие, которое составляет не более 50 %, соответствует очень чистым водам, мы относим ее к 1 классу (табл. 1). Для остальных классов качества водных экосистем (чистая, умеренно загрязненная, загрязненная, грязная и очень грязная) процент погибших дафний в тестируемой пробе будет находиться в диапазоне от 50 до 100 %, где 50 % и более – критерий острой токсичности.

В случае определения общей токсичности по изменению оптической плотности тест-объекта *Ch. vulgaris* можно принять, что очень чистым водам соответствует диапазон от –20 до 30 % изменения оптической плотности по сравнению с контролем (табл. 1).

Далее проводилась процедура нормирования исходных значений с помощью нормирующих функций, и при этом наилучшему экологическому состоянию по каждому оценочному критерию соответствует значение, равное 0, а наихудшему – 1 (табл. 2). Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения (абсолютные и средние величины в конкретных единицах измерения, относительные или балльные оценки и т. п.) приводятся к единой безразмерной шкале, после чего над их значениями можно производить математические действия с целью получения интегрального показателя.

После построения таких классификаций, при использовании метода сводных показателей, можно рассчитать интегральный показатель определения токсичности уже с использованием двух тест-объектов и далее применять его для расчета интегральных показате-

телей второго уровня свертки информации, наряду с гидробиологическими и гидрохимическими показателями (табл. 3). Из них в итоговую классификацию мы включили: УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды, это гидрохимическая характеристика, которая является комплексным показателем степени загрязненности поверхностных вод; индекс сапробности по Пантле и Букку, рассчитанный по данным о зоопланктоне.

Таблица 2. Нормированные значения токсикологических характеристик и расчет интегрального показателя $Q_{\text{тх}}$

Признаки	Класс качества				
	Очень грязная	Грязная	Загрязненная	Умеренно загрязненная	Чистая
Смертность дафний в тестируемой пробе, %	1–0,8	0,8–0,7	0,7–0,6	0,6–0,5	0,5–0
Изменение оптической плотности тест-объекта <i>Ch. vulgaris</i> по сравнению с контролем, %	1–0,667	0,667–0,500	0,500–0,333	0,333–0,250	0,250–0
$Q_{\text{тх}}$	1–0,734	0,734–0,600	0,600–0,467	0,467–0,375	0,375–0

Примечание. $Q_{\text{тх}}$ – интегральный показатель, полученный для токсикологических характеристик.

Таблица 3. Нормированные значения характеристик для оценки экологического состояния и расчет интегрального показателя Q

Признак	Категории экологического состояния				
	Катастрофическое	Критическое	Неудовлетворительное	Удовлетворительное	Благополучное
УКИЗВ	1–0,727	0,727–0,364	0,364–0,182	0,182–0,090	0,090–0
S	1–0,878	0,878–0,625	0,625–0,500	0,500–0,378	0,378–0
$Q_{\text{тх}}$	1–0,734	0,734–0,600	0,600–0,467	0,467–0,375	0,375–0
Q	1–0,780	0,780–0,530	0,530–0,383	0,383–0,281	0,281–0

Примечание. УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды; S – индекс сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека; $Q_{\text{тх}}$ – интегральный показатель, полученный для токсикологических характеристик.

Представленная нами классификация для оценки экологического состояния водных экосистем была апробирована для ряда водоемов Псковской области – озер Большой Иван, Балаздынь, Черетвицы и Урицкое (табл. 4).

Таблица 4. Исходные данные параметров для оценки экологического состояния на примере озер Псковской области

Озеро	УКИЗВ	S	A, %	I, %
Большой Иван	0,27	1,87	0	6
Урицкое	0,94	1,87	0	18
Черетвицы	0,68	1,85	0	8
Балаздынь	0,55	1,81	0	15

Примечание. УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды; S – индекс сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека; A – смертность дафний в тестируемой пробе; I – изменение оптической плотности тест-объекта *Ch. vulgaris* по сравнению с контролем.

Как видно из табл. 5, оценка экологического состояния озер с использованием трех приоритетных признаков (гидрохимического, гидробиологического и токсикологического) показала, что экологическое состояние озер Балаздынь, Большой Иван, Черетвицы и Урицкое является «благополучным». Озеро Урицкое имеет наибольшее значение интегрального показателя из всех представленных озер, что, по-видимому, связано с антропогенным воздействием на него, более высоким, чем у остальных водоемов. Тем не менее и его экологическое состояние можно признать «благополучным».

Таблица 5. Интегральный показатель Q и оценка экологического состояния на примере озер Псковской области

Озеро	Q	Категория экологического состояния
Урицкое	0,209	Благополучное
Балаздынь	0,188	Благополучное
Черетвицы	0,186	Благополучное
Большой Иван	0,172	Благополучное

Таким образом, в работе рассмотрены этапы построения интегрального показателя экологического состояния озер на основе моделей-классификаций. В качестве одного из признаков, входя-

щих в такую классификацию, используются токсикологические характеристики. Возможность использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водных объектов продемонстрирована на примере озер Балаздынь, Большой Иван, Черетвицы и Урицкое Псковской области.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта №16-35-00382 мол_а.

Литература

Гальцова В. В., Дмитриев В. В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных экосистем. СПб., 2007. 364 с.

Дмитриев В. В., Мякишева Н. В., Третьяков В. Ю., Хованов Н. В. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. II. Трофический статус водных экосистем // Вестник СПбГУ, сер. 7. 1977. Вып. 1 (№ 7). С. 51–66.

Методика измерений количества Daphnia magna Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2.3:3.9-06 (издание 2014 г.).

Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлореллы (Chlorella vulgaris Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Т 16.1:2:2.3:3.7-04 (издание 2014 г.).

USING TOXICOLOGICAL CHARACTERISTICS FOR INTEGRATED ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF AQUATIC ECOSYSTEM

A. V. Kozlova, N. V. Zueva, A. Y. Kulichenko

Russian State Hydrometeorological University

The paper deals with the stages of construction of an integral index of ecological status of water bodies on the basis of classification models including toxicological characteristics as one of the features. Two levels of convolution of the information based on the method of summary indications are available. The possibility of toxicological characteristics use for integrated assessment

of ecological status of water bodies is tested for several lakes located in the Pskov region.

АНАЛИЗ ОБОБЩЕННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ РЕЧНЫХ ВОД НА ПРИМЕРЕ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ ВЕЛИКОЙ

Е. О. Козырева, В. А. Шелутко

Российский государственный гидрометеорологический университет

Работа посвящена вопросам оценки качества вод р. Великой в период с 1967 по 2009 г. на основе индексов ИЗВ и УКИЗВ. По рассчитанным индексам произведено сопоставление указанных индексов и установлена связь между ними. Показано, что значения УКИЗВ в годы, когда наблюдаются выбросы, существенно уменьшаются при их исключении.

В рамках системы мониторинга окружающей среды характеристика качества поверхностных вод, оценка уровня их загрязнения проводятся по результатам гидрохимического мониторинга с использованием утвержденных критериев. Под качеством воды в целом понимается характеристика ее состава и свойств, определяющая ее пригодность для конкретных видов водопользования, при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды [Никаноров, 1989; Дмитриев, Фрумин, 2004]. Наиболее распространенными в настоящее время критериями оценки качества поверхностных вод суши являются предельно допустимые концентрации вредных веществ в воде. В данной работе были использованы предельно допустимые концентрации вредных веществ для воды рыбохозяйственных водных объектов (сокращенно ПДК).

С 80-х гг. XX в. для оценки степени загрязненности воды используются комплексные (обобщенные) показатели.

В 1986 г. были утверждены методические указания, которые официально регламентировали для использования в качестве

комплексного показателя качества воды – гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ) [Никаноров, 1989].

Эпоха ИЗВ как основного в России показателя для оценки качества поверхностных вод закончилась в 2002 г., когда был введен в действие Руководящий документ (РД 52.24.643-2002). В этом документе для обобщения информации о химическом составе вод предложен алгоритм расчета комбинаторного индекса загрязненности воды (КИЗВ), удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ) и определение класса качества воды [РД 52.24.643-2002].

В обоих случаях классификация степени загрязненности воды производилась путем условного разделения всего диапазона показателей качества природной воды в условиях антропогенного воздействия на различные интервалы [Дмитриев, Фрумин, 2004].

Целью данных исследований является анализ и сопоставление результатов оценки качества вод р. Великой по рассчитанным индексам УКИЗВ и ИЗВ.

Для достижения поставленной цели были решены следующие задачи:

1. Анализ качества вод в р. Великой по индексу загрязнения воды (ИЗВ);
2. Анализ качества вод в р. Великой по удельному комбинаторному индексу загрязненности воды (УКИЗВ);
3. Сопоставление результатов анализа индексов ИЗВ и УКИЗВ;
4. Разработка алгоритма стыковки показателей качества вод по ИЗВ и УКИЗВ;
5. Оценка влияния выбросов на результаты оценки качества воды по УКИЗВ.

В качестве исходных в работе использовались данные гидрологических и гидрохимических наблюдений по р. Великой (г. Псков, нижний створ) за период с 1967 по 2009 г., предоставленные Северо-Западным Управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (СЗУГМС). Использовались данные концентраций по восьми показателям: азот нитратный, азот нитритный, азот аммонийный, растворенный кислород, БПК₅, ХПК, железо общее и фосфор общий.

Пост расположен в городе, в 0,5 км выше устья р. Псковы. Следует отметить, что выбор объекта исследования во многом определялся наличием первичных данных наблюдений.

Для комплексной оценки качества поверхностных вод суши использовался «индекс загрязненности вод» (ИЗВ). Результаты расчетов ИЗВ представлены на рис. 1.

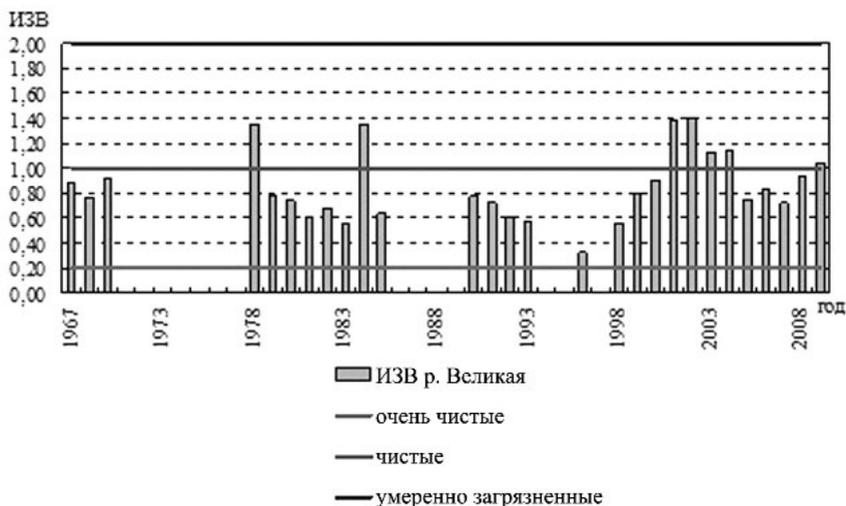


Рис. 1. Изменение значений ИЗВ

Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям включает в себя:

- Предварительную оценку степени загрязненности воды
- Расчет повторяемости случаев загрязненности
- Расчет среднего значения кратности превышения ПДК
- Расчет обобщенного оценочного балла по каждому ингредиенту
- Расчет комбинаторного индекса загрязненности воды
- Расчет удельного комбинаторного индекса загрязненности воды
- Классификация качества воды по степени загрязненности

Конструктивной особенностью метода комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям является проведение на первом этапе детального покомпонентного анализа химического состава воды и режима оценочных

составляющих и последующее использование полученных оценочных составляющих на втором этапе для одновременного учета комплекса наблюдаемых ингредиентов и показателей качества воды [РД 52.24.643-2002].

Результаты расчетов УКИЗВ и определение класса качества воды по р. Великой представлены на рис. 2.

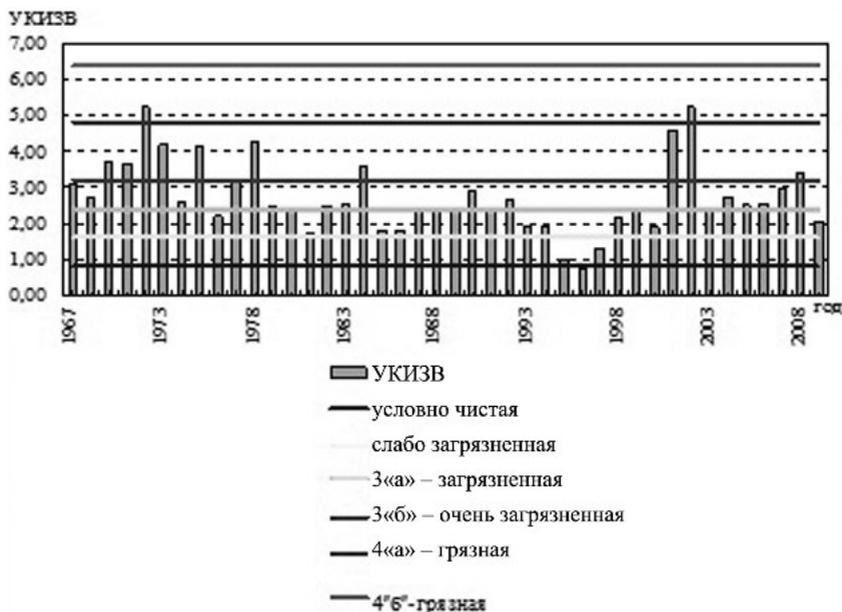


Рис. 2. Изменение значений УКИЗВ

Для оценки возможной преемственности результатов по оценке качества воды до и после 2002 г. с помощью рассмотренных обобщенных показателей было проведено сопоставление значений ИЗВ и УКИЗВ за одинаковый период наблюдений.

Попытка установить связи между словесными характеристиками не дали какого-либо положительного результата. Возможно потому, что в данном случае за весь период наблюдений по ИЗВ наблюдалось всего две характеристики загрязненности воды, а по УКИЗВ шесть. Поэтому была проанализирована связь между исходными числовыми характеристиками, по которым определялись словес-

ные характеристики качества воды. Коэффициент корреляции связи $r = 0,79$, т. е. связь достаточно тесная и может использоваться для перехода от ИЗВ к УКИЗВ и наоборот.

Учитывая, что индекс УКИЗВ основывается главным образом на анализе экстремальных значений, было интересно оценить степень влияния выбросов на величину УКИЗВ.

Для выявления выбросов в поле клетчатки вероятности с умеренной асимметричностью были построены эмпирические и теоретические кривые обеспеченности измеренных значений концентраций рассматриваемых веществ. Теоретические кривые строились при различных законах распределения. Выбор оптимального закона распределения производился с помощью пакета Gidstat2. Почти на каждом графике кривых обеспеченности имеются так называемые отскакивающие точки, т. е. эмпирические точки, выходящие в критическую область кривой обеспеченности. Значения измеренных концентраций, соответствующие этим точкам, принимались за выбросы. Правильность такого предположения проверялась с помощью критерия Диксона. В последующем выбросы исключались из расчетов УКИЗВ.

По рассчитанным значениям ИЗВ и УКИЗВ с учетом выбросов и при исключении выбросов были построены интегральные кривые за совместный период (рис. 3). Так как количество классов для ИЗВ и УКИЗВ разное, то для стыковки показателей качества вод и построения интегральных кривых было сопоставлено количество градаций по различным характеристикам индексов. Для ИЗВ выбрано 4 градации: 1 – очень чистая, 2 – чистая, 3 – умеренно загрязненная и загрязненная, 4 – грязная. Для УКИЗВ тоже выбрано 4 градации: 1 – условно чистая, 2 – слабо загрязненная, 3 – загрязненная и очень загрязненная, 4 – грязная.

Из данных, представленных на рис. 3, следует, что интегральная кривая для ИЗВ на графике лежит ниже кривых для УКИЗВ, так как сумма рангов с каждым годом для УКИЗВ выше суммы рангов для ИЗВ. Следовательно, можно сделать вывод, что индекс загрязненности воды (ИЗВ) более оптимистичен.

Интегральные кривые для УКИЗВ до и после исключения выбросов, построенные по результатам расчета за многолетний период

наблюдений, практически совпали. Следовательно можно сделать вывод, что исключение выбросов не оказывает существенного влияния на результаты расчета УКИЗВ за многолетний период наблюдений.

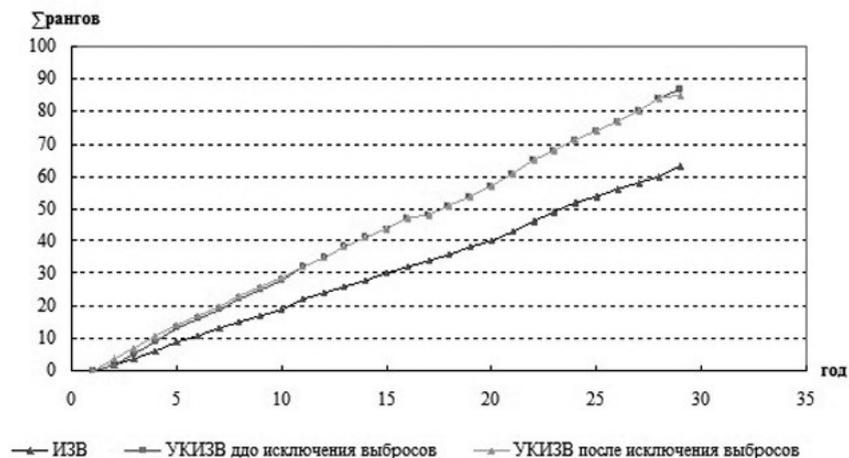


Рис. 3. Интегральные кривые для значений ИЗВ и УКИЗВ

Затем по значениям УКИЗВ с учетом выбросов и УКИЗВ при исключении выбросов, были построены интегральные кривые только за период, когда есть выбросы. Градации были взяты те же, что и в предыдущем случае. Интегральные кривые для УКИЗВ до и после исключения выбросов, построенные по результатам расчета только за период, когда есть выбросы, не совпали. Было отмечено, что при исключении выбросов, в годы, когда они наблюдались, значения УКИЗВ в существенной степени уменьшаются.

Вывод. В данной работе были проанализированы и сопоставлены результаты оценки качества воды р. Великой по рассчитанным индексам ИЗВ и УКИЗВ. Новый и старый комплексные показатели качества вод существенно различаются.

При сопоставлении значений ИЗВ и УКИЗВ за одинаковый период наблюдений было выявлено, что качество воды р. Великой, полученное по УКИЗВ, ниже, чем полученной по ИЗВ. То есть метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям дает более жесткие оценки.

Между исходными числовыми характеристиками, по которым определялись словесные характеристики качества воды, была зафиксирована достаточно тесная связь ($r = 0,79$), что подтверждает возможность перехода от ИЗВ к УКИЗВ и наоборот.

При оценке степени влияния выбросов на величину УКИЗВ обнаружено, что исключение выбросов не оказывает существенного влияния на результаты расчета УКИЗВ за многолетний период наблюдений, однако влияет на значения УКИЗВ в тот период, когда есть выбросы.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-00382 мол_а.

Литература

Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем: Учебное пособие. СПб.: Наука, 2004. 294 с.

Никаноров А. М. Гидрохимия: Учебник. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 351 с.

РД 52.24.643-2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям: утв. Росгидрометом: введ. в действие с 03.12.2002. М., 2002. 19 с.

Шелутко В. А. Оценка экстремальных уровней загрязнения речной сети урбанизированных территорий // Вопросы прикладной экологии: Сб. науч. тр. СПб.: РГГМУ, 2002. С. 15–23.

Шелутко В. А., Колесникова Е. В., Смыжова Е. С. Вопросы оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим данным // Материалы V Междунар. конф. «Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон». СПб.: ЗАО «Крисмас+», 2009. С. 97–99.

ANALYSIS OF GENERALIZED RIVER WATER POLLUTION'S EXPONENTS BY THE EXAMPLE OF POLLUTION ESTIMATION OF THE VELIKAYA RIVER

E. O. Kozyreva, V. A. Shelutko

Russian State Hydrometeorological University

The work deals with the assessment of water quality of the River Velikaya from 1967 to 2009 on the base of the calculated indexes that were used to compare the indexes' values and a link between them was found. It was shown that the UKIZV values in the years characterized by the emissions significantly reduced when excluding extreme values.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ И УРОВНЯ БИОМАССЫ ЭПИФИТОНА ПСКОВСКО-ЧУДСКОГО ОЗЕРА

М. В. Колченко

*Псковское отделение Государственного научно-исследовательского
института озерного и речного рыбного хозяйства*

На примере эпифитона тростника Псковско-Чудского озера исследовали сезонную динамику структуры и уровня биомассы водорослей обрастаний. Установили, что биомассу определяли диатомовые и зеленые водоросли. Уровень биомассы эпифитона изменялся в пределах от 0,6 до 18 г/м² субстр. В сезонной динамике наблюдалось три пика: максимальный подъем биомассы отмечен в конце мая – начале июня и два менее выраженных подъема – в августе и сентябре.

Сезонная динамика биомассы водорослей обрастаний естественных и искусственных субстратов широко изучается в водоемах различного типа [Басова, 1974; Рычкова, 1975; Laugaste, Reunanen, 2005; Karosienė, Kasperovičienė, 2008; Жукова, 2008; Станиславская, 2014]. Исследователи отмечают, что характер сезонных изменений структуры эпифитона зависит от типа субстрата [Девяткин, 1979, 2003; Karosienė, 2008; Сысова, 2008], уровня трофии водоема [Макаревич и др., 2007; Станиславская, 2011] и межгодовой изменчивости погодных условий и гидрологических факторов [Станиславская, 2008]. В отличие от фитопланктона, исследований сезонной динамики уровня биомассы прикрепленных водорослей Псковско-Чудского озера до сих пор не проводилось. Изучение этих характеристик перифитонных сообществ является важным звеном в гидробиологических и мониторинговых работах, поскольку они позволяют давать более точную оценку экологического состояния водоемов и делать корректные прогнозы.

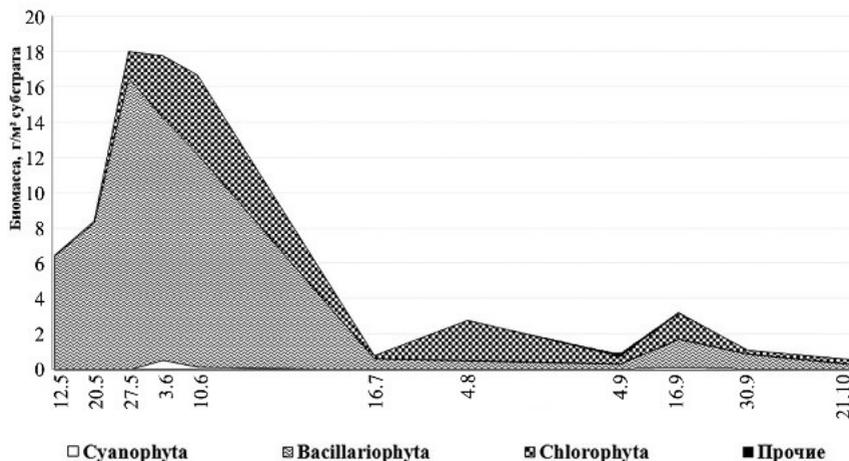
Целью нашей работы было изучение сезонной динамики структуры и уровня биомассы водорослей обрастаний тростника южного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud), основного эдификатора водной растительности Псковско-Чудского озера [Судницына, Козырева, 2005].

Пробы отбирались с мая по октябрь 2013 г. в пределах одной станции в южной части Псковского озера с периодичностью в 1–3 недели. Подводные части растений срезали, счищали обрастания в определенный объем профильтрованной озерной воды и фиксировали 40 %-м формалином. Пробы просчитывали в камере Нажотта объемом 0,02 см³, биомассу вычисляли счетно-объемным методом, приравнивая форму клеток к известным геометрическим фигурам [Hillebrand et al., 1999]. Биомассу рассчитывали на м² субстрата. Доминирующими считали виды, определяющие не менее 10 % общей биомассы.

Псковско-Чудское озеро – крупный (S = 3555 км²) трансграничный водоем на границе России и Эстонии, состоящий из трех частей: северное Чудское, южное Псковское и соединяющее их Теплое озеро. Псковское озеро – мелководное нестратифицированное гиперэвтрофное озеро. Уровень воды в нем подвержен значительным сезонным и межгодовым колебаниям [Псковско-Чудское..., 2012]. Многоводный 2013 год (среднегодовой уровень воды на 13 см выше среднеемноголетних значений) характеризовался запоздалой, но очень скоротечной и теплой весной с полным отсутствием «возвратных» похолоданий; ранним наступлением сезона «биологическое лето», большой его продолжительностью и высокой теплообеспеченностью при отсутствии аномально высокого прогрева воды до среднесуточных температур воды более 25 °С; продолжительным и теплым периодом «биологической осени» [Оценить..., 2014].

В видовом составе эпифитона были выявлены водоросли 7 отделов: Cyanophyta/Цианопрокариота, Euglenophyta, Xanthophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Chlorophyta и Rhodophyta. Из них биомассу определяли диатомовые, зеленые и в меньшей степени синезеленые водоросли. Доминирование этих отделов водорослей характерно для эпифитона многих водоемов умеренной зоны [Рычкова, 1986; Станиславская, 2008; Метелёва, 2008; Колченко, 2015 и др.].

Для сезонной динамики общей биомассы эпифитона было характерно наличие трех подъемов. Максимальный пик приходился на конец мая – начало июня и, после постепенного спада уровня биомассы, незначительные ее подъемы были выражены в начале августа и середине сентября (рис.).



Динамика биомассы эпифитона тростника Псковско-Чудского озера в 2013 г.

В середине мая биомассу эпифитона определяли диатомовые водоросли (99 % от общей биомассы). К моменту начала отбора проб отмечен устойчивый переход среднесуточной температуры воды через 10 °С, что соответствовало «поздней весне» в годовом лимнологическом цикле Псковского озера [Оценить..., 2014]. В этот период доминировала *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. (= *Ulnaria ulna* (Nitzsch) P. Compère) вместе с вариациями (40–60 % от общей биомассы). Субдоминантами выступали *Diatoma tenuis* Ag, *Fragilaria capucina* Desm., *Cymbella cistula* (Ehr.) Kirchn., *Navicula tripunctata* (O. Müll) Bory (= *Navicula gracilis* Ehr.). Биомасса эпифитона постепенно нарастала до 6,5–8,4 г/м² субстр.

В последней декаде мая на интенсивный прогрев водных масс и наступление «биологического лета» (переход среднесуточной температуры воды через 15 °С) сообщество эпифитона отреагировало резким подъемом биомассы (до 18 г/м² субстр.) в основном за счет диатомовых водорослей. Участие зеленых водорослей стало более заметным, но было еще незначительным. Доминировали диатомовые *Fragilaria capucina*, *Cymbella lanceolata* (Ehr.) Kirchn. и *Synedra ulna*, доля последней в общей биомассе постепенно

уменьшалась, но увеличивалась роль *Melosira varians* Ag. По литературным данным [Водоросли, 1989; Трифонова, 1990; Станиславская, 2008] *Synedra ulna*, *Fragilaria capucina*, *Cymbella cistula*, *Melosira varians* являются структурообразующими видами фитоперифитона, широко распространены в водоемах различного типа, особенно эвтрофных. Эти виды имеют широкий температурный оптимум, развиваются на протяжении всего вегетационного сезона, но чаще всего дают вспышки весной.

В начале июня уровень биомассы оставался прежним (16,7–17,8 г/м² субстр.), но происходила перестройка структуры эпифитона за счет уменьшения доли диатомовых (70–77 %) и увеличения доли зеленых водорослей (20–27 %) в общей биомассе. Помимо *Synedra ulna* и *Fragilaria capucina* доминировали *Melosira varians* из диатомей и *Gonatozygon kinahanii* (Arch.) Rabenh из зеленых. Крупные размеры *Gonatozygon kinahanii* и субдоминанта *Oedogonium* sp. определили существенный вклад зеленых водорослей в общую биомассу в этот период развития эпифитона.

К середине июля было отмечено значительное снижение биомассы до 0,8 г/м² субстр. Основной фон обрастаний снова определяли диатомовые водоросли. Доминантами летнего эпифитона стали *Navicula tripunctata* и *Tabellaria flocculosa* (Roth.) Kütz.

С начала августа по начало сентября зеленые водоросли занимали ведущее положение в структуре биомассы эпифитона (50–82 %). Незначительный подъем биомассы в августе – до 2,8 г/м² субстр. определяли *Oedogonium* sp. и *Stigeoclonium tenue* (Ag.) Kütz., последний оставался в числе доминантов вплоть до конца октября. Среди доминантов начала сентября были отмечены *Cocconeis placentula* Ehrh. из диатомовых и пресноводная красная водоросль *Chantransia chalybea* (Roth) Fr. (= *Audouinella chalybaea* (Roth) Vory), впервые отмеченная в альгофлоре Псковского озера. «Биологическое лето» в сезонной динамике биомассы эпифитона в 2013 г. завершилось третьим подъемом биомассы в середине сентября (до 3,2 г/м² субстр.), обусловленным развитием *Stigeoclonium tenue* и видов рода *Encyonema*. С установлением «биологической осени» уровень биомассы постепенно снижался, не превы-

шая 0,4 г/м² субстр. в конце октября. Среди доминирующих видов оставались *Stigeoclonium tenue*, *Cocconeis placentula* и *Navicula tripunctata*.

На протяжении всего периода исследований в эпифитоне постоянно встречались, но не входили в состав доминирующего комплекса *Achnanthes minutissima* Kütz., *Navicula cryptocephala* Kütz., *Navicula radiosa* Kütz., *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz., *Rhoicosphaenia abbreviata* (Ag.) Lange-Bertalot из диатомовых водорослей; *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Pediastrum tetras* (Ehr.) Ralfs из зеленых и *Heteroleibleinia kuetzingii* (Schmidle) Compère из синезеленых.

Таким образом, проведенное исследование показало, что основную роль в эпифитоне тростника Псковско-Чудского озера играли диатомовые и зеленые водоросли. Сезонная динамика биомассы носила трехпиковый характер: максимальный подъем биомассы отмечен в конце мая – начале июня и два менее выраженных подъема – в августе и сентябре. Уровень биомассы эпифитона изменялся в пределах 0,6–18 г/м² субстр. Полученные величины биомассы водорослей обрастаний соответствовали величинам, приводимым в литературе для озер высокого трофического уровня [Макаревич и др., 2007; Станиславская, 2011, 2014].

Литература

Басова С. Л. Перифитон и микрофитобентос оз. Красного (Карельский перешеек) // Гидробиол. журн. 1974. Т. 10, № 1. С. 19–25.

Водоросли: Справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк и др. Киев: Наукова думка, 1989. 608 с.

Девяткин В. Г. Динамика развития альгофлоры обрастаний в Рыбинском водохранилище // Флора и растительность водоемов бассейна Верхней Волги. Рыбинск, 1979. С. 78–108.

Девяткин В. Г. Структура и продуктивность литоральных альгоценозов водохранилищ Верхней Волги: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М.: МГУ, 2003. 50 с.

Жукова А. А. Сезонная динамика развития эпифитона в зарослях тростника различной плотности (на примере оз. Нарочь) // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия:

Материалы Междунар. конф. (Вологда, 24–28 нояб. 2008 г.). Вологда, 2008. С. 49–52.

Колченко М. В. Фитоперифитон тростника Псковско-Чудского озера в районах максимального антропогенного воздействия // Функционирование и динамика водных экосистем в условиях климатических изменений и антропогенных воздействий: Материалы 5-й Междунар. конф., посвящ. памяти Г. Г. Винберга (12–17 окт. 2015 г., Санкт-Петербург, Россия). СПб.: Лема, 2015. С. 118–119.

Макаревич Т. А., Сысова Е. А., Жукова А. А. Структура перифитона озера Нарочь на разных этапах эволюции его трофического статуса // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Материалы III Междунар. науч. конф. (17–22 сент. 2007 г., Минск – Нарочь). Минск: БГУ, 2007. С. 62–63.

Метелёва Н. Ю. Фитоперифитон оз. Неро // Перифитон и обрастание: теория и практика = Periphyton and fouling: theory and practice. СПб., 2008. С. 60–63.

Оценить состояние запасов водных биологических ресурсов, разработать рекомендации по их рациональному использованию, прогнозы ОДУ и возможного вылова в 2015 г. в пресноводных водных объектах зоны ответственности ФГБНУ «ГосНИОРХ»: биологическое обоснование к прогнозу вылова на 2015 г. в Чудско-Псковском озере: заключ. отчет о выполнении НИОКР по теме № 45 / Рук. разд. С. О. Северин. Псков: Псковское отд. ГосНИОРХ, 2014. 133 с.

Псковско-Чудское озеро / Науч. ред.: Т. Тимм, А. Раукас, Ю. Хаберман, А. Яани. Тарту: Eesti Loodustfoto, 2012. 490 с.

Рычкова М. А. Перифитон литоральной зоны Онежского озера // Литоральная зона Онежского озера. Л.: Наука, 1975. С. 123–137.

Рычкова М. А. Водоросли обрастаний озера Ильмень // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 5. С. 24–26.

Станиславская Е. В. Многолетние изменения состава и структуры растительного перифитона // Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования. СПб.: ЛЕМА, 2008. С. 65–82.

Станиславская Е. В. Сезонная динамика структуры и уровня биомассы фитоперифитона в разнотипных озерах // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. С. 222–226.

Станиславская Е. В. Динамика водорослей перифитона в озерах различных геохимических ландшафтов // Водоросли: проблемы таксономии,

экологии и использование в мониторинге: Сб. материалов докладов III Междунар. науч. конф. (24–29 авг. 2014 г.). Ярославль: Филигрань, 2014. С. 190–192.

Судницына Д. Н., Козырева К. Б. Современное состояние высшей водной растительности Псковско-Чудского озера // Запад России и ближнее зарубежье: устойчивость социально-культурных и эколого-хозяйственных систем: Материалы межрегион. обществ.-науч. конф. с междунар. участием. Псков: ПГПУ, 2005. С. 148–151.

Сысова Е. А. Структура и динамика сообществ фитоперифитона в озерах разного трофического статуса: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Минск, 2008. 21 с.

Трифонов И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л., 1990. 184 с.

Hillebrand H., Dürselen C.-D., Kirschtel D. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae // J. Phycol. 1999. V. 35. P. 403–424.

Karosienė J. Spatial and seasonal formation of epiphyton algal communities in lakes of different trophic status // Summary of doctoral dissertation. Vilnius, 2008. P. 30.

Karosienė J., Kasperovičienė J. Seasonal succession of epiphyton algal communities on *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud in a mesoeutrophic lake // Ekologija. 2008. V. 54, N 1. P. 32–39.

Laugaste R., Reunanen M. The composition and density of epiphyton on some macrophyte species in the partly meromictic Lake Verevi // Hydrobiologia. 2005. V. 547. P. 137–150.

SEASONAL DYNAMICS OF THE EPIPHYTON BIOMASS LEVEL AND STRUCTURE IN PSKOVSKO-CHUDSKOE LAKE

M. V. Kolchenko

Pskov Department of the Institute of Lake and River Fishery

The paper deals with the seasonal dynamics of the level and biomass structure of attached algae by the example of reed epiphyton found in Pskovsko-Chudskoe Lake. It was found that Bacillariophyta and Chlorophyta played the main role in the process. The level of epiphyton biomass changed within 0.6–18 g/m² of substrate. The seasonal dynamics of biomass had a three-peak pattern: the maximum rise in biomass was observed from late May to early June and another two less intensive rises were observed in August and September.

СРАВНЕНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ СОДЕРЖАНИЙ БИОМЕТАЛЛОВ (ВАНАДИЯ, НИКЕЛЯ) В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПО ПРОФИЛЯМ УСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ РЕК ДОН, МИУС И ТАГАНРОГСКОГО ЗАЛИВА ПО СЕЗОНАМ

К. О. Корнеева¹, В. О. Хорошевская^{1, 2, 3}

¹ Южный федеральный университет

² Гидрохимический институт Росгидромета

³ Институт водных проблем РАН

Данная работа представляет собой попытку сравнения закономерностей в распределениях содержаний биометаллов (ванадия, никеля) в донных отложениях устьевых участков рек Приазовья и Таганрогского залива по результатам анализов проб, полученных в ходе экспедиций в октябре 2012, в апреле 2014 и в апреле, октябре 2015 г.

Сапропель – органо-минеральные многовековые илистые отложения слабосоленых и пресноводных континентальных водоемов, содержат свыше 15 % органических веществ. По мнению известных геохимиков в области диагенеза органического вещества, к типоморфным элементам илов-сапропелей относятся V, Ni [ГОСТ..., 1980; Федоров и др., 2009; Хорошевская, 2015]. С другой стороны, эти элементы-металлы, согласно учению нового направления науки – бионеорганической химии, относятся к классу «биометаллов». В живых организмах молекулы или ионы, взаимодействующие с биометаллами, называются биолигандами. Одним из примеров биолигандов являются белки и их свойства (как биолигандов), определяются содержанием в полипептидных цепях донорных атомов азота и кислорода, которые могут участвовать в образовании хелатных циклов и макроциклических комплексов с металлами. Кроме того, к их полипептидным цепям могут быть привязаны порфириновые кольца. Порфирин представляет собой пример макроциклического лиганда с четырьмя донорными атомами азота, которые координируются ионами металла. Порфириновые металлоциклы содержатся в хлорофилле растений и гемоглобине крови. Имеющиеся сведения о функциях ванадия в организмах говорят о том, что он участвует в процессах фотосинтеза и входит в

порфириновые комплексы синезеленых водорослей (цианобактерий) [Хорошевская, 2015].

Никель известен как один из биометаллов, входящих в состав металлпорфиринового комплекса – гемоглобина. Также никель вместе с кофактором F-430 «помогает» бактериям – метаногенам восстанавливать группы CH_3CO до CH_4 [Хорошевская, 2015].

Таким образом, ванадий не просто мигрирует и накапливается в органическом веществе фитопланктона донных отложений, но и активно стимулирует рост последнего [Хорошевская, 2015]. Важной особенностью биометаллов, особенно ванадия, является также и то, что он склонен к изменению валентности в ходе обмена веществ (например, от V^{+2} «ювенильного» – восстановителя до V^{+5} (форма нахождения в нефтях и углях) – сильнейшего окислителя) [Федоров и др., 2009; Хорошевская, 2010, 2015].

Изучение в 80-х годах прошлого века процессов потребления водорослями никеля и ванадия в Таганрогском заливе показало, что оно сравнимо с поступлением металлов в растворенном состоянии с водным стоком р. Дон [Хорошевская, 2015].

В октябре 2012 и апреле 2014 г. было проведено исследование донных отложений на содержание металлов в Таганрогском заливе. Съёмки проводились с маломерного речного судна, оборудованного навигатором, по выборочным 10 станциям стандартной сетки наблюдений Росгидромета в Таганрогском заливе (рис. 1). В устьевых частях рек Дон и Миус пробы отбирались с резиновой лодки в 8 и 2 точках соответственно в апреле и октябре 2015 г. Пробы отбирались с помощью дночерпателя «Океан-0,025» погружением на 15 см от поверхности дна, руководствуясь общими требованиями к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность, согласно ГОСТ 17.1.5.01-80.

Анализ полученных результатов показывает, что содержание ванадия, никеля в донных отложениях значительно ниже значений кларков для осадочных пород (глина и сланцы). В весенний период установлена сильная корреляционная связь ванадия с никелем для Таганрогского залива ($r = 0,89$) [Корнеева, Хорошевская, 2015]. Повышенные содержания ванадия характерны для донных

отложений центральной части Таганрогского залива (рис. 2). Это зоны повышенных содержаний в донных отложениях $C_{\text{орг}}$ 1,1–1,5 % [Хорошевская, 2010]. Здесь, с одной стороны, при солёности 3–4 ‰ происходят процессы флокуляции, осаждения и накопления в донных отложениях коллоидной фракции аллохтонного гуминового вещества речного стока, которое образует с металлами биодоступные хелатные комплексы. С другой стороны, это зона интенсивного образования автохтонного органического вещества (фитопланктона), процесс образования которого лимитируется насыщенностью воды карбонатом кальция. Второй максимум насыщения воды карбонатом кальция в Таганрогском заливе приходится на участок с солёностью 3 ‰ [Федоров и др., 2009]. Приуроченность повышенных содержаний ванадия в донных отложениях к этой зоне свидетельствует о наличии связи ванадия с фитопланктоном в Таганрогском заливе. Как можно видеть из рис. 4, в осенний период накопления ванадия не происходит в точках на протяжении р. Дон, что может говорить о полном его поглощении фитопланктоном в вегетационный период.



■ 7 Точка отбора пробы в заливе. ● 3 Точка отбора пробы

Рис. 1. Карта-схема отбора проб

Полученные результаты содержания ванадия и никеля представлены на рис. 2–3 – в весенний период и на рис. 4–5 – в осенний.

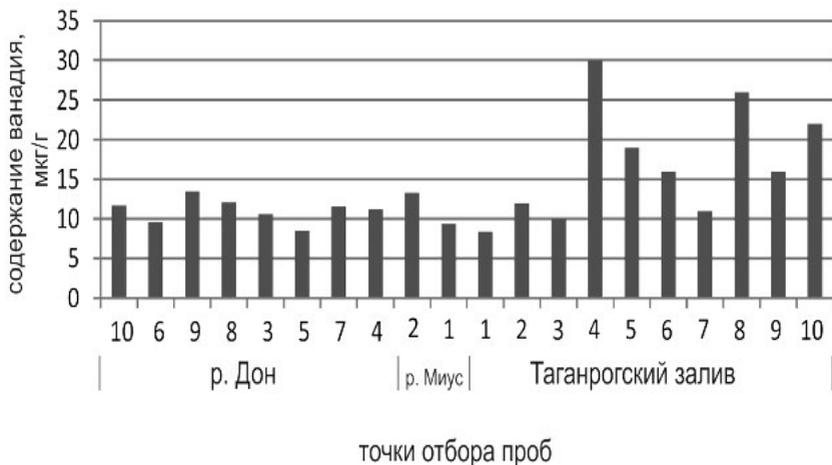


Рис. 2. Распределение содержания (в мкг/г) ванадия в донных отложениях по профилям устьевые участки рек Дон, Миус – Таганрогский залив в весенний период

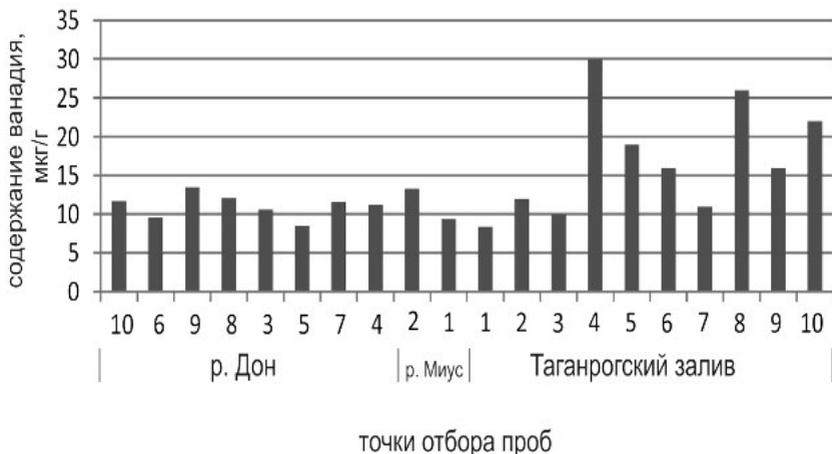


Рис. 3. Распределение содержания (в мкг/г) никеля в донных отложениях по профилям устьевые участки рек Дон, Миус – Таганрогский залив в весенний период

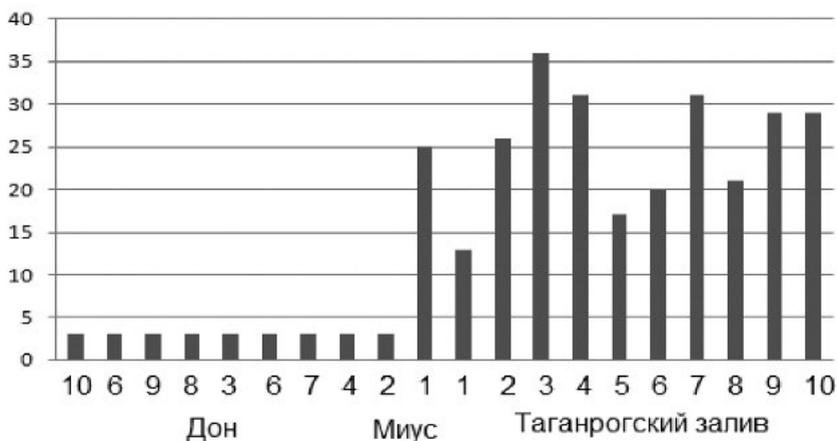


Рис. 4. Распределение содержания (в мкг/г) ванадия в донных отложениях по профилям устьевые участки рек Дон, Миус – Таганрогский залив в осенний период

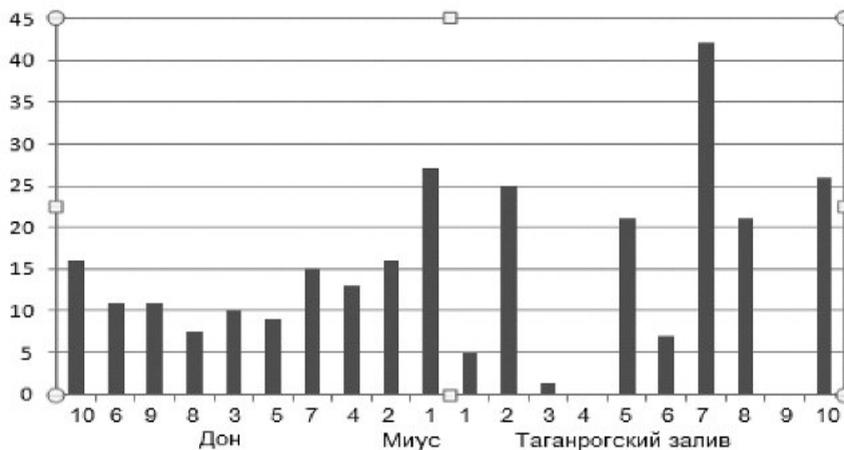


Рис. 5. Распределение содержания (в мкг/г) никеля в донных отложениях по профилям устьевые участки рек Дон, Миус – Таганрогский залив в осенний период

Содержание никеля в донных отложениях устьевых частях рек Дон, Миус и Таганрогского залива распределяется более

равномерно, снижаясь более чем в два раза в зоне геохимического барьера 2 ‰ в Таганрогском заливе, где также резко снижается содержание метана в воде и донных отложениях [Гарькуша, 2005] .

Литература

Гарькуша Д. Н. Геохимические закономерности распределения содержания метана в донных отложениях устьевой области реки Дон: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Ростов-н/Д, 2005. 26 с.

ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. Госстандарт. 1980.

Доценко И. В., Федоров Ю. А., Михайленко А. В., Дмитрик Л. Ю. О связи содержания ртути и органического вещества в донных отложениях по профилю река Дон – Азовское море // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. 2015. № 3. С. 96–101.

Корнеева К. О., Хорошевская В. О. Распределение содержаний биометаллов (ванадия, никеля и молибдена) в донных отложениях по профилям устьевых участков рек Дон, Миус и Таганрогского залива в весенний сезон // Сб. науч. тр. IX междунар. науч. конф. молодых ученых и талантливых студентов «Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность». М.: ИВП РАН, 2015. С. 59–62.

Федоров Ю. А., Доценко И. В., Кузнецов А. А. и др. Закономерности распределения $S_{орг}$ в донных отложениях российской части Азовского моря // Океанология. 2009. Т. 49, № 2. С. 229–236.

Хорошевская В. О. Закономерности формирования и распределения метана в прибрежных водах Азово-Черноморского бассейна: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Ростов-н/Д: ЮФУ, 2010. 24 с.

Хорошевская В. О. Накопление металлов (ванадия, никеля и молибдена) в илах Таганрогского залива // Водная стихия: опасности, возможности прогнозирования, управления и предотвращения угроз: Материалы всерос. науч. конф. (г. Краснодар, 7–13 окт. 2013 г.). Новочеркасск: ЛИК, 2013. С. 405–410.

Хорошевская В. О. Участие биометаллов в жизненном цикле фитопланктона и его деструкции (ванадий, никель и молибден). LAP LAMBERT Academic Publishing. 2013. 77 с.

Хорошевская В. О. Распределение ванадия, никеля и молибдена в донных отложениях Таганрогского залива // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. 2015. № 3. С. 113–118.

**COMPARISON OF SEASONAL CONTENT OF BIOMETALS
(VANADIUM, NICKEL) IN PROFILE ESTUARINES BOTTOM
SEDIMENTS OF RIVERS DON, MIUS AND OF THE GULF
OF TAGANROG**

K. O. Korneyeva¹, V. O. Khoroshevskaya^{1,2,3}

¹ *Southern Federal University*

² *Hydrochemical Institute of Rosgidromet*

³ *Institute of Water Problems of RAS*

This work presents an attempt to compare the patterns of the biometals (vanadium, nickel) distribution in sediments of river estuaries of the Azov Sea and the Gulf of Taganrog using the results of the analyzes of samples obtained during the expedition of October 2012, April 2014, and April and October 2015.

**МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ПРИМЕСИ
ОТ ТОЧЕЧНОГО ИСТОЧНИКА В АЗОВСКОМ МОРЕ
ПРИ РАЗЛИЧНОМ ВЕТРОВОМ ВОЗДЕЙСТВИИ**

В. С. Кочергин, С. В. Кочергин

Морской гидрофизический институт РАН

При решении задач, связанных с анализом экологического состояния водных бассейнов, необходима оценка возможных последствий распространения примесей различной природы. Анализ полей концентрации может быть осуществлен на основе использования математического моделирования. На основе баротропной трехмерной гидротермодинамической модели Азовского моря в сигма-координатах получены поля течений и коэффициенты модели при различном ветровом воздействии, которые использованы в качестве входных параметров при реализации модели переноса пассивной примеси. Произведены расчеты по моделированию распространения примеси от точечного источника в районе косы Долгой, проведены анализ полученных результатов и сравнение со спутниковыми изображениями концентрации взвешенного вещества в данном районе при интенсивном восточном ветровом воздействии.

Использование сопряженных уравнений и вариационных принципов при решении задач, связанных с моделированием динамики океана, получили широкое распространение [Malanotte-Rizzoli, Holland, 1988; Yu, O'Brien, 1991]. Исторически сложилось так, что сначала вариационный подход применялся для решения задач динамики атмосферы [Марчук 1974; Пененко, 1981], а в дальнейшем использовался для решения океанологических задач. В основе таких алгоритмов лежат решение сопряженной задачи и минимизация квадратичного функционала качества прогноза. Важной особенностью таких алгоритмов является то, что сама модель выступает в роли пространственно-временного интерполянта [Пененко, 1981] и получаемое решение согласовано не только с данными измерений, но и с самой моделью. Идентификация входных параметров осуществляется за счет минимизации квадратичного функционала качества прогноза. Такой функционал является выпуклым и минимум его единственный. Модель переноса пассивной примеси – линейная, поэтому использование ее в качестве связей (ограничений) при минимизации выбранного функционала не меняет его выпуклости, что позволяет осуществлять поиск входных параметров модели, при которых ее решение наилучшим образом согласуется с имеющимися данными измерений.

Решение сопряженной задачи по своей сути является «функцией чувствительности» или «функцией влияния» [Марчук, 1982], поэтому решение сопряженной задачи дает возможность также оценивать влияние различных районов области интегрирования модели на интересующий нас район. Часто при решении экологических задач необходимо следить не за самой концентрацией примеси, а за значениями некоторых функционалов в интересующем нас районе. Например, это может быть средняя или суммарная концентрация какой-либо примеси в исследуемой области. Такие значения функционалов можно вычислять непосредственно по значениям концентрации в узлах расчетной сетки. При этом значения на конечный момент интегрирования ищутся путем решения модели переноса с заданными начальными данными и функциями источников загрязнения. Таким образом, задавая различные начальные данные и функ-

ции источников, мы получаем серию полей концентрации, для которых вычисляем необходимый функционал в указанной области. Для различных начальных данных и мощностей источников необходимо осуществлять новый пространственно-временной расчет. Среди таких расчетов можно выбрать наиболее оптимальный с точки зрения непревышения функционалом некоторых его допустимых значений. С другой стороны, решение подобного рода задач может быть упрощено на основе метода сопряженных уравнений. При этом, в соответствии с [Марчук, 1982], сопряженная задача решается один раз, и исследуемый функционал вычисляется без пространственно-временного счета при различных начальных полях и функциях источников.

Модель переноса. В качестве модели переноса пассивной примеси в Азовском море рассмотрим следующее уравнение в σ -координатах

$$\frac{\partial DC}{\partial t} + \frac{\partial DUC}{\partial x} + \frac{\partial DVC}{\partial y} + \frac{\partial WC}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial x} A_H \frac{\partial DC}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} A_H \frac{\partial DC}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial \sigma} \frac{K_H}{D} \frac{\partial C}{\partial \sigma} \quad (1)$$

с краевыми условиями

$$\Gamma: \frac{\partial C}{\partial n} = 0$$

$$\sigma = 0: \frac{\partial C}{\partial \sigma} = Q_S(x, y), \quad \sigma = -1: \frac{\partial C}{\partial \sigma} = Q_B(x, y), \quad \text{или}$$

$$\sigma = 0: \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \bar{Q}_S \cdot \delta(x - x_0, y - y_0), \quad \sigma = -1: \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \bar{Q}_B \cdot \delta(x - x_0, y - y_0) \quad (2)$$

и начальными данными

$$C(x, y, \sigma, 0) = C_0(x, y, \sigma), \quad (3)$$

где C – концентрация примеси; U, V, W – компоненты поля скорости; A_H и K_H – коэффициенты турбулентной диффузии в горизонтальном и вертикальном направлениях; $D(x, y)$ – динамическая глубина; σ – вертикальная координата ($\sigma = 0$ на поверхности, $\sigma = -1$ на дне); $Q_S(x, y), Q_B(x, y)$ – переменные по пространству мощности источника на поверхности и на дне; \bar{Q}_S, \bar{Q}_B – постоянные мощности точечных

источников, M – область интегрирования модели; Γ – граница области M ; $M_t = M \times [0, T]$.

Сопряженная задача. Поставим в соответствие (1) – (3) сопряженную задачу

$$-\frac{\partial DC^*}{\partial t} - \frac{\partial DUC^*}{\partial x} - \frac{\partial DVC^*}{\partial y} - \frac{\partial WC^*}{\partial \sigma} = D \frac{\partial}{\partial x} A_H \frac{\partial C^*}{\partial x} + D \frac{\partial}{\partial y} A_H \frac{\partial C^*}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial \sigma} \frac{K_H}{D} \frac{\partial C^*}{\partial \sigma}$$

$$\Gamma: \frac{\partial C^*}{\partial n} = 0$$

$$\sigma = 0, \quad \sigma = -1: \frac{\partial C^*}{\partial \sigma} = 0$$

$$C^*(x, y, \sigma, T) = h(x, y, \sigma) \quad (4)$$

При выводе (4) учтено соотношение, полученное из уравнения неразрывности

$$\frac{\partial D}{\partial t} + \frac{\partial DU}{\partial x} + \frac{\partial DV}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial \sigma} = 0 \quad (5)$$

Умножая (1) – (3) на C^* и интегрируя по частям с учетом (4) и (5), получим

$$\int_M h C dM = \int_M C_0 C^* dM, \quad (6)$$

Выбираем h в виде

$$h = \begin{cases} \frac{1}{m(\Omega)} & \text{в области } \Omega, \\ 0 & \text{в области } \bar{\Omega}, \end{cases} \quad (7)$$

где m – мера некоторой области $\Omega \in M$. При этом в левой части выражения (6) получаем среднюю концентрацию \bar{C}_T в Ω на момент времени T .

Выбрав в качестве Ω ячейку расчетной сетки, имеем

$$\bar{C}_T = \int_M C_0 C^* dM \quad (8)$$

Таким образом, при решении серии сопряженных задач (4) с начальными данными (7) по формуле (8) осуществляется оценка поля концентрации в некоторой ячейке расчетной сетки. Начальные дан-

ные C_0 могут соответствовать любому моменту времени $t_0 \in [0, T]$, при этом процедура восстановления поля концентрации пассивной примеси \bar{C}_T реализуется на интервале времени $[t_0, T]$.

Сопряженные задачи в данном алгоритме независимы друг от друга, что позволяет осуществлять необходимые вычисления в распараллеленном режиме. Дальнейшая оценка (\bar{C}_T) осуществляется без пространственно-временного счета с использованием уже начитанных значений C^* .

Выбирая $h = \begin{cases} 1 - & \text{в области } \Omega, \\ 0 - & \text{вне области } \Omega, \end{cases}$ можно оценить суммарную концентрацию на конечный момент времени в области Ω по формуле

$$\int_{\Omega} C_T d\Omega = \int_M C_T dM = \int_M C_0 C_0^* dM \quad (9)$$

При этом решение сопряженной задачи является весовой функцией при начальных данных, т. е. по C_0^* можно судить, какие области M оказывают влияние на формирование полей концентрации примеси в Ω .

Результаты численных экспериментов. Численные эксперименты проводились с моделью [Иванов, Фомин, 2008] для акватории Азовского моря. Были получены поля течений и коэффициенты турбулентной диффузии при различном ветровом воздействии, которые использовались в качестве входной информации при интегрировании модели переноса пассивной примеси. Для тестирования вариационного алгоритма идентификации мощности источника в заливе Казантип был проведен расчет на установление модельного поля течений с постоянным ветром 10 м/с восточного направления. Полученные поля скоростей и коэффициентов турбулентной диффузии использовались в качестве входных параметров при интегрировании модели переноса пассивной примеси на срок 10 суток. При этом шаг по времени $\Delta t = 240$ с, шаг по пространству $\Delta x = 0,78$ км, $\Delta y = 1,125$ км. По вертикали в модели используется расчетная сетка в σ -координатах с 15 горизонтами. С описанной выше моделью переноса пассивной примеси были проведены расчеты для точечных источников при различном ветровом воздействии. На рис. 1

представлен снимок поверхности Азовского моря, из которого по концентрации взвешенного вещества можно судить о динамических процессах.

При таком ветровом воздействии от точечного источника, расположенного у косы Долгой, распространение пассивной примеси изображено на рис. 2. Сравнивая результат моделирования с данными, полученными с ИСЗ, можно судить об адекватном описании моделью динамических процессов, происходящих в Азовском море.



Рис. 1. Концентрация взвешенного вещества 16 октября 2015 г.

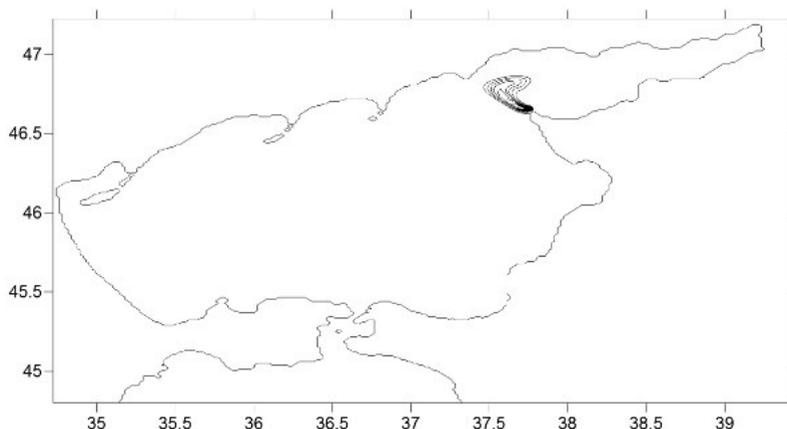


Рис. 2. Распространение пассивной примеси от точечного источника

В результате интегрирования сопряженной модели переноса были построены функции влияния начальных данных на суммарную концентрацию \bar{C} в области, прилегающей к Керченскому проливу и расположенной в районе интенсивного судоходства. В результате при северном ветре на суммарную концентрацию \bar{C} в Ω в основном оказывает влияние область Керченского пролива и порта Темрюк. Известно, что в данном районе преобладают северо-восточные ветры. При таком ветровом воздействии основное влияние на \bar{C} в Ω оказывает акватория порта Темрюк (рис. 3).

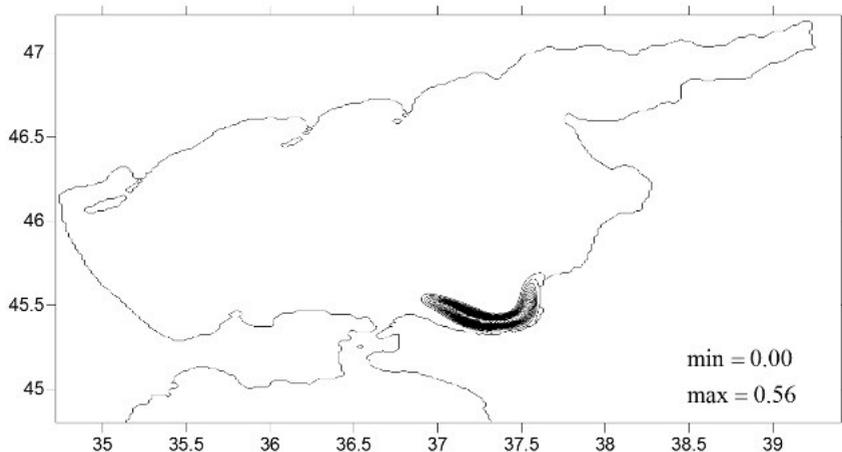


Рис. 3. Функция влияния при северо-восточном ветре

При восточных и юго-восточных ветрах основное влияние на \bar{C} в Ω оказывает область прохождения судов мористее Керченского пролива. При южном ветре суммарная концентрация в указанной области фактически определяется областью прохождения судов, а при юго-западных ветрах начинает оказывать основное влияние сам Керченский пролив, который наряду с Казантипским заливом влияет на \bar{C} в Ω при западном ветровом воздействии. При северо-западных ветрах на \bar{C} в Ω существенное влияние оказывает область, примыкающая к выходу из Керченского пролива в Азовском море.

Данный подход может быть применен при решении различных задач экологической направленности. Он позволяет опреде-

лять зоны влияния начальных полей и источников загрязнений на поле концентрации исследуемой примеси в интересующем нас районе. Ввиду большого объема информации, имеющегося в трехмерных полях скоростей и коэффициентов, умозрительные заключения о возможных источниках загрязнений весьма затруднительны. При использовании сопряженных уравнений удастся точно проследить все изменения в полях и указать возможные районы формирования исследуемой примеси.

Литература

Иванов В. А., Фомин В. В. Математическое моделирование динамических процессов в зоне море – суша. Севастополь: ЭКОСИ-гидрофизика, 2008.

Марчук Г. И. Основные и сопряженные уравнения динамики атмосферы и океана // *Метеорология и гидрология*. 1974. № 2. С. 17–34.

Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М.: Наука, 1982. 320 с.

Пененко В. В. Методы численного моделирования атмосферных процессов. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 350 с.

Еремеев В. Н., Кочергин В. П., Кочергин С. В., Складар С. Н. Математическое моделирование гидродинамики глубоководных бассейнов. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2002. 238 с.

Malanotte-Rizzoli P., Holland W. R. Data Constraints Applied to Models of the Ocean General Circulation. Part II: The Transient, Eddy-Resolving Case // *Journal of Physical Oceanography*. V. 18, Issue 8 (August 1988). P. 1093–1107.

Yu L., O'Brien J. J. Variational estimation of the wind stress drag coefficient and the oceanic eddy viscosity profile // *J. Phys. Oceanogr.* 1991. V. 21. P. 709–719.

TRANSPORT MODEL OF PASSIVE ADMIXTURE FROM A POINT SOURCE IN THE AZOV SEA AT DIFFERENT WIND DIRECTIONS

V. S. Kochergin, S. V. Kochergin

Marine Hydrophysical Institute RAS

The solution of problems associated with the analysis of the ecological state of water basins requires the evaluation of the possible consequences of the transport and diffusion admixtures of different nature. The analysis of the concentration fields can be performed through the use of mathematical modeling. The

modeling calculation referring to the transport and diffusion of admixtures from a point source in Dolgaya Spit area was made and the analysis of the found results in comparison with satellite images of the concentration of particulate matter in the area under intensive east wind influence was carried out.

ПИТАНИЕ РЕЧНОГО ОКУНЯ (*PERCA FLUVIATILIS* L.) И СИГА ОБЫКНОВЕННОГО (*COREGONUS LAVARETUS* L.) В РЕКЕ ОЛАНГЕ (НАЦИОНАЛЬНЫЙ ПАРК «ПААНАЯРВИ»)

М. А. Лесонен¹, И. А. Тыркин²

¹ *Петрозаводский государственный университет*

² *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

Исследование питания речного окуня (*Perca fluviatilis* L.) и сига обыкновенного (*Coregonus lavaretus* L.) в р. Оланге на плесе в районе урочища Вартиолампи в летний период 2014 г. показало, что окунь и сиг питаются крайне слабо – средний индекс наполнения желудков не превышает 19 %. На р. Оланге имеются пороги и перекаты, где обитает молодь кумжи, а также глубокие плесы с большой численностью окуня, сига и плотвы. Кормовая база низкая, так как плес обычно образуется там, где течение реки интенсивно размывает дно, что ведет к уменьшению организмов зоопланктона, фитопланктона и прочих. Об этом свидетельствует количество пустых желудков у сегов – 20 %, у окуней – 59 %.

Введение. Имеется много сведений о питании речного окуня (*Perca fluviatilis* L.) и сига обыкновенного (*Coregonus lavaretus* L.) в озерах Карелии (Озера Карелии, 1959; Решетников и др., 1982 и др.), а насколько успешно питаются данные виды в реках Карелии, изучено недостаточно. Так, например, в р. Лене спектр потребления кормовых объектов сигом-пыжьяном (*Coregonus lavaretus pidschian* Gmelin) относительно постоянен, однако соотношение долей основных компонентов (личинок, поденок, веснянок) изменяется в зависимости от характера биотопа. Окунь эврифаг поедает не только разнообразных беспозвоночных, которые являют-

ся основной пищей, но и мелких млекопитающих [Потемкина и др., 2013].

Исследованию рыб национального парка «Паанаярви» посвящено большое количество публикаций [Барская и др., 2003; Ильмаст и др., 2003 и др.], есть сведения по питанию кумжи [Шустов, Веселов, 2007], хариуса [Чеченков, Лятти, 1986], однако материалов по питанию окуня и сига нет.

Цель работы – исследовать особенности питания сига и окуня на плесовом участке р. Оланги (национальный парк «Паанаярви»).

Материалы и методика. На территории Карелии р. Оланга (озерно-речная система) является продолжением р. Оуланкайоки. Протекает по двум национальным паркам – «Оуланка» (Финляндия) и «Паанаярви» (Карелия). В Карелии истоком р. Оланги является оз. Паанаярви, протяженность реки составляет 23 км, впадает в оз. Пяозеро (Кумское водохранилище). На реке имеются порожистые участки, а также водопад Киваккакоски.

Окунь и сиг отлавливались в июне – июле 2014 г. мережей на плесе около урочища Вартиолампи в 8,5 км от устья Оланги. Ихтиофауна плеса представлена следующими видами: речной окунь (*Perca fluviatilis* L.), обыкновенная плотва (*Rutilus rutilus* L.), сиг обыкновенный (*Coregonus lavaretus* L.), кумжа (*Salmo trutta* L.), хариус (*Thymallus thymallus* L.), щука (*Esox lucius* L.), язь (*Leuciscus idus* L.). Рыба из мережи извлекалась два раза в сутки (утром и вечером). На месте рыбу измеряли, взвешивали [Правдин, 1966], извлекали желудок, этикировали и сразу фиксировали 4%-м раствором формалина.

Камеральная обработка проводилась согласно традиционным методам [Методическое пособие..., 1974; Попова, Решетников, 2011]. Пищевой комок извлекали из желудка рыбы для определения общего индекса наполнения. Подсчитывалось количество организмов – общее и для основных кормовых объектов. Определялись встречаемость (F) и доля основных кормовых объектов от массы всего корма (P), а также рассчитывался комплексный индекс относительной значимости (RI). Общий индекс наполнения желудка рассчитывался в процентицилле (‰), как отношение веса пищи (мг) к весу рыбы (г),

умноженное на величину 10. Всего исследованы на питание желудка 22 окуней и 20 сига.

Результаты и обсуждение. Изучение содержимого желудков окуня и сига в р. Оланге показало сходство пищевых спектров рыб. Так, в желудках обоих видов встречались водяной ослик, личинки хирономид, куколки хирономид, ручейники, поденки, насекомые, растительные остатки, прочие.

По числу пищевых организмов (табл.) у окуня основное место занимают нимфы поденок, у сига – моллюски, куколки хирономид, нимфы поденок, личинки хирономид. Второстепенные пищевые организмы окуня – куколки хирономид; сига – водяной ослик, ручейники, воздушные насекомые, растительные остатки. Единично у окуня встречалась рыба, у сига – кладоцеры и водяной клещик. Остальных организмов, таких как водяные ослики, личинки хирономид, кладоцеры, бокоплав, ручейники, воздушные насекомые, растительные остатки, прочее, у окуня, бокоплав, жуки и прочие у сига в пищевом комке меньше единицы.

По частоте встречаемости кормовых объектов в массе у окуня преобладают нимфы поденок, куколки хирономид, рыба; у сига – ручейники, моллюски, нимфы поденок, прочие. Личинки хирономид, кладоцеры, бокоплав, ручейники, воздушные насекомые и прочие имеют наименьшую встречаемость у окуня, кладоцеры – у сига.

В р. Оланге основным видом корма окуня является рыба (43 % по массе) и нимфы поденок (34 %), дополнительным – куколки хирономид (9 %), остальные виды, такие как водяной ослик, личинки хирономид, кладоцеры, бокоплав, ручейники, воздушные насекомые, растительные остатки и прочие, варьируют от 1 до 3 % по массе. Например, в оз. Нюк основным видом корма окуня являются личинки ручейников (58 % по массе), дополнительным – ветвистоусые ракообразные (10 %) и мизиды (12 % по массе) [Первозванский, 1986]. Основным кормовым объектом сига в р. Оланге являются ручейники (20 %) и личинки хирономид (19 % по массе), в небольшом количестве встречались моллюски (12,6 % по массе), водяной ослик (12 %), нимфы поденок (10,6 %), растительные остатки (9 % по массе), единично – жуки, бокоплав, водяной клещик, воздушные на-

секомые и прочие (1–3,6 % по массе). Например, в оз. Нюк доминирующими группами в питании сига являются ручейники (40 %), зоопланктон (26 %) и реликтовые ракообразные (19 % по массе) [Первозванский, 1986].

Питание окуня и сига на плесе Вартиолампи р. Оланги в июне – июле 2014 г.

Состав пищи	Окунь				Сиг			
	N	F	P	RI	N	F	P	RI
<i>Asellus aquaticus</i>	<1	14	2	1,3	4	30	12	10
<i>Chironomidae</i> (L.)	<1	5	1	0,2	7	35	3,6	1
<i>Chironomidae</i> (P.)	2	18	9	7,6	12	35	19	18
<i>Coleoptera</i>	–	–	–	–	<1	20	1	0,5
<i>Cladocera</i>	<1	5	1	0,2	1	5	2,5	0,3
<i>Ephemeroptera</i> (N.)	16	32	34	51,3	10	45	10,6	12,8
<i>Gammarus</i>	<1	5	1	0,2	<1	20	2	1
<i>Hydracarina</i>	–	–	–	–	1	35	1	0,9
<i>Trichoptera</i> (L.)	<1	5	2	0,5	4	55	20	29,5
<i>Mollusca</i>	–	–	–	–	15	45	12,6	15
Insecta (имаго, субимаго)	<1	5	3	0,7	3	25	3,2	2
Растительные остатки	<1	9	2	1	2	20	9	4,8
Рыба	1	18	43	36,5	–	–	–	–
Прочие	<1	5	2	0,5	<1	45	3,5	4,2
Индекс наполнения М (lim), ‰	19 (0–207)				16 (0–67)			
Длина рыбы М (lim), см	28,8 (24,5–34,9)				39,1 (14,7–46,6)			
Вес рыбы М (lim), г	236,7 (15–330)				549,8 (132–965)			
Пустой желудок, %	59				20			
п, экз.	22				20			

Примечание. F – частота встречаемости кормового объекта; P – доля каждого компонента по массе; RI – индекс относительной значимости; N – число пищевых организмов; (L.) – личинки; (P.) – куколки; (N.) – нимфы.

Индекс наполнения окуня в р. Оланге в среднем составляет 19, максимально 207 ‰. Индивидуальная накормленность рыб варьирует очень широко. Например, средний индекс наполнения желудка окуня озер Каменное, Кимас и Нюк довольно низок и изменяет-

ся в пределах 22–32 ‰ [Первозванский, 1986]. Индекс наполнения у сига в р. Оланге в среднем 16, достигает 67 ‰. В оз. Нюк накопленность сига составляет в среднем около 30 ‰, а отдельных рыб – до 138 ‰ [Первозванский, 1986]. Известно, что в течении р. Анадырь в июне общий индекс наполнения желудка составил 349 ‰, в июле – 250,5 ‰ [Решетников и др., 1971].

В питании рыб наибольший индекс относительной значимости окуня составили нимфы поденок (51,3) и рыба (36,5), у сига – ручейники (29,5), куколки хирономид (18) и моллюски (15). В р. Оланге процент пустых желудков окуня составил 59 (4 – в оз. Каменном [Первозванский, 1986]). Процент пустых желудков сига составил 20 %. По данным В. Я. Первозванского [1986], у сига Кимасозера индекс накопления может снижаться в нерестовый период (сентябрь – октябрь).

Выводы. В р. Оланге на плесе в районе урочища Вартиолампи в июне – июле 2014 г. окунь и сиг питались слабо. Рыбы потребляли такие кормовые объекты, как нимфы поденок, рыбу, ручейников, куколок хирономид, моллюсков (в большом количестве), и дополнительно насекомых из воздушной и наземной фракций, которые сносятся водной поверхностью, растительные остатки. Количество пустых желудков окуня и сига в р. Оланге по сравнению с данными В. Я. Первозванского [1986] очень велико.

Таким образом, установлено, что окунь и сиг в летний период питаются крайне слабо. Об этом свидетельствуют такие показатели питания рыб, как низкий индекс наполнения желудка (табл.), большое количество пустых желудков (у окуня 2/3 от количества пойманных рыб, у сига – 1/5) и представленность большинства пищевых организмов единичными экземплярами.

Литература

Барская Ю. Ю., Иешко Е. П., Новохацкая О. В., Маланичева Е. М. Фауна паразитов рыб озера Паанаярви // Природа национального парка «Паанаярви»: Тр. КарНЦ РАН, сер. Б, «Биология». 2003. Вып. 3. С. 154–160.

Ильмаст Н. В., Хренников В. В., Шустов Ю. А. Питание малотычинкового сига *Coregonus lavaretus* (L.) в озерах НП «Паанаярви» // Там же. С. 139–144.

Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М., 1974. 254 с.

Озера Карелии. Природа, рыбы и рыбное хозяйство: Справочник. Петрозаводск: Гос. изд-во Карельской АССР, 1959. 619 с.

Первозванский В. Я. Рыбы водоемов района Костомукшского железорудного месторождения (экология, воспроизводство, использование). Петрозаводск: Карелия, 1986. 216 с.

Попова О. А., Решетников Ю. А. О комплексных индексах при изучении питания рыб // Вопросы ихтиологии. 2011. Т. 51, № 5. С. 712–717.

Потемкина Т. В., Шевелева, Н. И. Шабурова Е. А. и др. Структура, количественные показатели зоопланктона и зообентоса верхнего течения р. Лена и его водоемов // Журнал СФУ. Биология. 2013. Т. 6, вып. 3. С. 313–329.

Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищепромиздат, 1966. 207 с.

Решетников Ю. С., Попова О. А., Стерлигова О. П. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. М.: Наука, 1982. 248 с.

Чеченков А. В., Лятти В. М. Хариус озера Паанаярви и реки Оланга // Тез. докл. Всесоюз. совещ. по проблемам кадастра и учета животного мира. Ч. 2. Петрозаводск, 1986. С. 458–459.

Шустов Ю. А., Веселов А. Е. Питание и рост молоди озерной кумжи *Salmo trutta L. morpha lacustris* в водоеме национального парка «Паанаярви» // Экология. Экспериментальная генетика и физиология: Тр. КарНЦ РАН. 2007. Вып. 11. С. 142–146.

**THE DIET OF PERCH (*PERCA FLUVIATILIS* L.)
AND COMMON WHITEFISH (*COREGONUS LAVARETUS* L.)
INHABITING THE RIVER OLANGA (NP “PAANAJÄRVI”)**

M. A. Lesonen¹, I. A. Tyrkin²

¹ *Petrozavodsky State University*

² *Northern Water Problems Institute KarRC of RAS*

The research of nutrition peculiarities of perch (*Perca fluviatilis* L.) and common whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) inhabiting the river Olanga on the reach near the tract Vartiolampi in summer 2014 showed that the perch and the whitefish did not eat enough and the average index of stomach fullness did not exceed 19 %. The River Olanga is rich in rapids and shallows inhabited by juvenile brown trout as well as in deep reaches inhabited by a large number of perch, whitefish and roach. The food supply is poor due to the fact that the reach is usually formed at the places where the intensive flood of the river flow erodes its bottom, which causes a decrease in the number of zooplankton, phytoplankton and other organisms. 20 % of whitefish' empty stomachs and 59 % of perch's empty stomachs prove the fact.

СУБМАРИННАЯ РАЗГРУЗКА КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ АНОМАЛЬНОЙ ВЕРТИКАЛЬНОЙ СТРУКТУРЫ ВОД БЕЛОГО МОРЯ

Т. М. Максимовская, О. В. Хаймина

Российский государственный гидрометеорологический университет

Работа посвящена изучению явления субмаринной разгрузки в Кандалакшском заливе Белого моря и возможности его идентификации по данным наблюдений со стандартных горизонтов. В статье выполняются следующие задачи: обобщение опубликованных данных о причинах формирования аномальной вертикальной структуры вод Мирового океана; подготовка массивов данных гидрологических и гидрохимических наблюдений в вершине Кандалакшского залива; осуществлена классификация типов вод с использованием кластерного анализа; исполнены оценка пространственной и временной изменчивости гидролого-гидрохимических характеристик различных типов вод и анализ внешних факторов, возможно приводящих к субмаринной разгрузке. Данное исследование позволило сделать ряд выводов: по данным наблюдений 2002–2005, 2009 гг. в вершине Кандалакшского залива было выделено 4–6 классов (типов) вод по данным наблюдений со стандартных горизонтов и данным СТД-зондирования; применение кластерного анализа для разделения водных масс приводит к похожему, но не аналогичным результатам при использовании TS данных и гидрохимических данных; по результатам кластерного анализа при использовании только данных со стандартных горизонтов не удалось выделить в отдельный класс воды субмаринной разгрузки; наиболее вероятно, субмаринная разгрузка вод в вершине Кандалакшского залива вызвана выходом трещинно-жильных вод, которые приурочены к системе тектонических разломов. На основе исследования установлено, что более детальное изучение субмаринной разгрузки в вершине Кандалакшского залива возможно только при регулярном выполнении наблюдений в зоне тектонических разломов с учетом сейсмической активности на Кольском полуострове.

В настоящее время явление разгрузки подземных вод в морские воды изучено недостаточно. Имеющиеся отрывочные сведения не позволяют оценить вклад каждого подобного явления в формирование структуры морских вод в различных районах Мирового океана, поэтому необходимо детальное изучение каждого выявленного, хорошо освещенного данными случая.

Изучение субмаринной разгрузки актуально в практическом смысле в ряде случаев. Например, при создании аквакультурного хозяйства необходим учет всех факторов состояния среды обитания культивируемых видов морских организмов. Одним из негативных и, скорее всего, непредвиденным фактором может оказаться выход подземных вод с аномальными для данного района характеристиками. Это может если не погубить организмы, то сорвать дорогостоящие мероприятия по выбору места для аквакультурного хозяйства и оценке его пригодности. С другой стороны, в современных условиях недостатка пресной воды также необходимо детальное изучение разгрузки подземных вод. При наличии достаточных условий и сведений о формировании субмаринного источника в приморских районах недостаток в пресной воде хорошего качества в некоторых случаях можно восполнить за счет использования подземных источников.

Целью данной работы было изучение явления субмаринной разгрузки в Кандалакшском заливе Белого моря и возможность его идентификации по данным наблюдений со стандартных горизонтов (рис. 1).

Задачи работы:

1. Обобщить опубликованные данные о причинах формирования аномальной вертикальной структуры вод Мирового океана, в том числе случаи субмаринной разгрузки;
2. Подготовить массивы данных гидрологических и гидрохимических наблюдений в вершине Кандалакшского залива [Лоция..., 1983] за летний период и выполнить классификацию типов вод с использованием кластерного анализа;
3. На основании анализа результатов иерархической кластеризации оценить пространственную и временную изменчивость гидролого-гидрохимических характеристик различных типов вод;

4. Оценить согласованность изменений вертикальной структуры вод в результате субмаринной разгрузки по данным, полученным в начале 2000-х гг. в вершине Кандалакшского залива гидрологических и гидрохимических наблюдений;

5. Провести анализ внешних факторов, возможно, приводящих к субмаринной разгрузке.

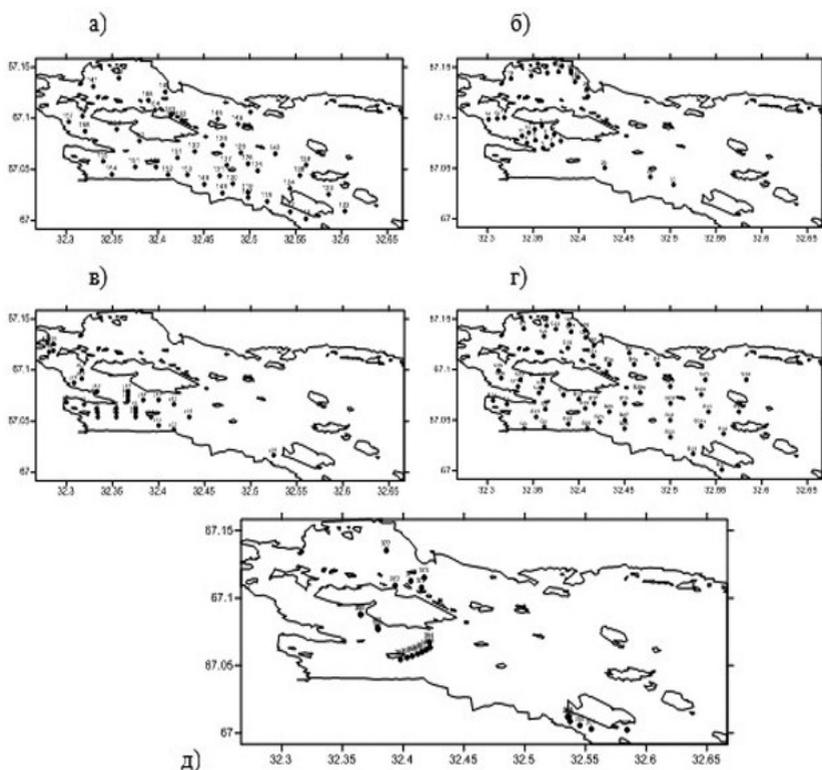


Рис. 1. Расположение станций измерений гидрологических и гидрохимических характеристик:

а – 2002 г.; б – 2003 г.; в – 2004 г.; г – 2005 г.; д – 2009 г.

В работе использовался материал натурных исследований, полученных в ходе летних экспедиций РГГМУ-ПИНРО начала 2000-х гг. [Бехтев, 2007] (табл.).

Общая характеристика данных гидрологических и гидрохимических наблюдений [Павлов, 2006] в вершине Кандалакшского залива

Год	Период	Дискретность, м	Общее количество станций	Источник	Количество наблюдений				
					T	S	O ₂ , ml	pH	NO ₂
2002	1.07–16.07	3–5	43	Батометрические съемки	218	218	184	218	
2004	9.07–14.07	3–5	36	Батометрические съемки	162	162	145	145	145
	9.07–14.08	0,1–0,5	44	СТД-зондирование	781	781	–	–	–
2005	15.07–22.07	3–5	43	Батометрические съемки	257	257	257	257	257
2009	01.09–7.09	0,5	24	СТД-зондирование	990	990	–	–	–

Основным методом типизации вод являлся метод кластерного анализа (рис. 2, а). Использовался агломеративный метод – иерархический метод Уорда (Варда) [Торопчина и др., 2006]. В качестве меры сходства применялось Евклидово расстояние. Реализация МКА проводилась с помощью компьютерного пакета STATISTICA. Для кластеризации данные нормировались на среднее значение по всему массиву. Для оценки значимости различия выбранных классов использовалась проверка достоверности отличия средних значений параметров между классами по t-критерию Стьюдента. Визуализация результатов осуществлялась в пакетах Surfer и Grapher (рис. 2, б).

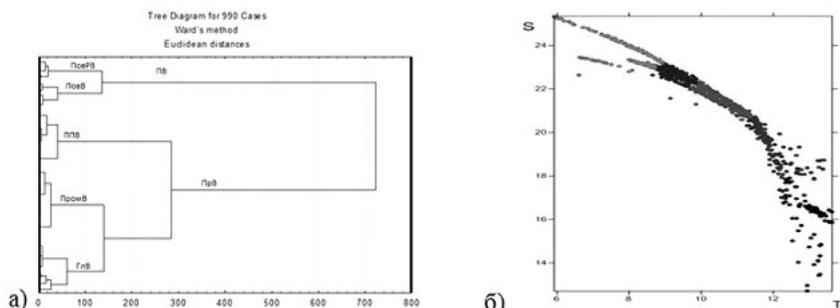


Рис. 2. Результаты выделения классов вод на основе кластерного анализа для 2009 г.:

а – дендрограммы; б – TS-диаграммы

В итоге исследование гидрологических и гидрохимических характеристик вершины Кандалакшского залива в летний период позволило сделать ряд выводов:

– по данным наблюдений 2002–2005, 2009 гг. в вершине Кандалакшского залива было выделено 4–6 классов (типов) вод по данным со стандартных горизонтов и данным СТД-зондирования. Наименьшее количество типов вод выделялось в годы, когда наблюдения выполнялись только в малых заливах – в Палкиной губе и Канда; максимально количество различных классов вод в 2004 г. при выраженной субмаринной разгрузке;

– показано, что применение кластерного анализа приводит к похожим, но не аналогичным результатам при использовании TS данных и гидрохимических данных;

– по результатам кластерного анализа при использовании только данных со стандартных горизонтов не удалось выделить в отдельный класс воды субмаринной разгрузки, однако использование только гидрохимических данных, как и использование TS, позволяет примерно определить область разгрузки вод при построении разрезов в районе тектонических разломов;

– наиболее вероятно субмаринная разгрузка вод в вершине Кандалакшского залива вызвана выходом трещинно-жильных вод, которые приурочены к системе тектонических разломов [Коротков и др., 1980; Павлов, 2006; Информационный бюллетень..., 2012];

– более детальное изучение субмаринной разгрузки в вершине Кандалакшского залива возможно только при регулярном выполнении наблюдений в зоне разломов, а также при учете сейсмической активности района.

Литература

Бехтев В. В. Анализ межгодовой изменчивости термохалинной структуры вод вершины Кандалакшского залива в летний период: Дипломный проект. 2007.

Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2011 г. СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2012. 80 с.

Коротков А. И., Павлов А. Н., Юровский Ю. Г. Гидрогеология шельфовых областей. Л., 1980. 219 с.

Луция Белого моря. М.: ГУНиО, 1983. С. 246–311.

Павлов А. Н. Геофизика. Общий курс о природе Земли: Учебник. СПб.: РГГМУ, 2006. С. 225–277.

Руководство по гидрологическим работам в океанах и морях. Изд. 2-е, перераб. и доп. Л.: ГИДРОМЕТИЗДАТ, 1977. 29 с.

Торопчина Г. Н., Двоерядкина Н. Н., Вохминцева Г. П. Элементы кластерного анализа: Учебное пособие. Благовещенск, 2006. 42 с.

SUBMARINE UNLOADING AS A FACTOR FOR THE ABNORMAL VERTICAL STRUCTURE OF WHITE SEA WATER

T. M. Maksimovskaya, O. V. Khaymina

Russian State Hydrometeorological University

The paper deals with the study of the phenomenon of submarine unloading in Kandalaksha Bay of the White Sea and the possibility of its identification based on the observational data received from the standard depth. The article presents: the compilation of published data on the causes of the formation of an abnormal vertical structure of the World Ocean; the preparation of data sets including hydrological and hydrochemical observations carried out at the upper Kandalaksha Bay; the classification of water types using a cluster analysis; the evaluation of spatial and temporal variability of hydrological and hydro-chemical characteristics of different types of treatment and the analysis of external factors that might lead to the submarine unloading.

The study has allowed making a number of conclusions: according to the observations carried out in 2002–2005 and 2009 and to the observational data received from the standard depth and CTD-sensing data, from 4 to 6 water classes (types) were identified in the upper Kandalaksha Bay; the use of cluster analysis to separate water masses provides similar but not the same results as TS data and hydrochemical data; according to the results of cluster analysis, the data received from the standard depth did not allow including submarine water unloading to a special water type; most likely, the submarine unloading at the upper Kandalaksha Bay was caused by the release of waters confined to the system of tectonic faults.

The study proved that a more detailed study of submarine unloading at the upper Kandalaksha Bay is only possible on the base of regular observations carried out in the zone of tectonic faults with regard to the seismic activity on the Kola Peninsula.

ПЕРВЫЕ ДАННЫЕ О ФАКТОРАХ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОЗЕРНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЮЖНОГО И СРЕДНЕГО УРАЛА

А. В. Масленникова, В. Н. Удачин, П. Г. Аминов

Институт минералогии УрО РАН

На основе непараметрического корреляционного и дисперсионного анализа данных по 31 озеру Южного и Среднего Урала определено влияние ландшафтно-климатической обстановки, пород водосборов, физико-химических параметров вод и техногенеза на содержание 49 элементов-примесей в донных отложениях. Выявлено статистически значимое повышение концентрации Sr в озерных отложениях степных ландшафтов, а также связь его содержания в донных отложениях с электропроводностью вод озер. Определено возрастание концентрации As, Tl, Cu, Zn, Bi, Te, Cd, Sb, Sn, Pb в донных отложениях импактной зоны Карабашского медеплавильного комбината, а также в озерных осадках лесной зоны. Сделан вывод о главенствующей роли петрофонда в концентрировании химических элементов литофильной ассоциации в донных отложениях.

Донные отложения озер являются важным источником информации об изменениях окружающей среды. На основе изучения состава озерных отложений выполняются палеореконструкции с возможностью составления геоэкологического прогноза развития природных систем. Достаточно большое количество работ посвящено изучению связи химического состава донных отложений с динамикой окружающей среды под влиянием естественных и техногенных воздействий [Удачин и др., 1999; Гольдберг и др., 2008; Даувальтер, 2012; Даувальтер, Кашулин, 2013; Kalugin et al., 2015]. Однако исследования факторов формирования химического состава донных отложений с использованием базы данных поверхностных озерных отложений еще не проводилось.

Целью нашего исследования является определение основных факторов формирования химического состава донных отложений

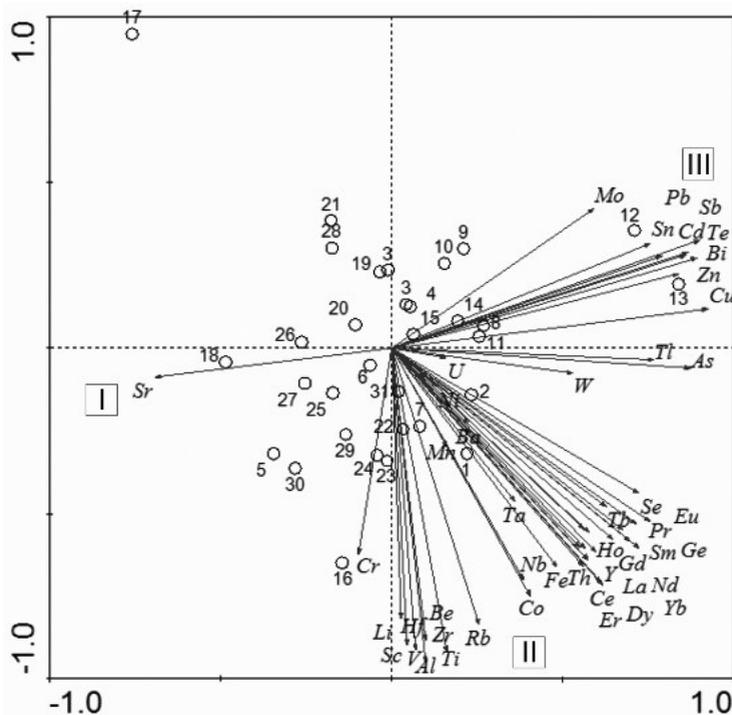
озер Южного и Среднего Урала на основе базы данных поверхностных озерных отложений. Задачи работы включают: 1) выделение основных геохимических ассоциаций элементов донных отложений озер; 2) определение влияния ландшафтно-климатической обстановки, пород водосбора, техногенеза и физико-химических параметров озерных вод на содержание химических элементов различных ассоциаций в донных отложениях.

В ходе исследования отобраны донные отложения 31 озера Свердловской и Челябинской областей, а также Республики Башкортостан. Самое южное, оз. Култубан, находилось на широте $52^{\circ}37'457''$, самое северное, оз. Таватуй, располагалось на широте $57^{\circ}08'01.97''$. Озера находились в различных ландшафтно-климатических зонах, характеризовались широкой вариацией электропроводности ($EC = 89-1796 \mu S \text{ cm}^{-1}$) и кислотности (pH 6,7–9,2), особенностями катионно-анионного состава. Они отличались по температуре (16–21 °C), цветности (13–71), прозрачности (0,7–5,5 м глубины по диску Секки), глубине (2,5–10 м) и степени зарастания. Кроме полного химического анализа проведено определение содержания 49 элементов-примесей с помощью масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на приборе Agilent 7700x в донных отложениях, придонной и поверхностной воде озер.

Для выделения геохимических ассоциаций донных отложений озер выполнен анализ принципиальных компонент (PCA) в программе CANOCO 4.5 [Ter Braak, Smilauer, 2002]. Поскольку значения переменных изучаемой выборки характеризовались отклонением распределения от нормального закона, связь состава донных отложений с физико-химическими параметрами озер и расстоянием от медеплавильного комбината г. Карабаш определялась с помощью рангового коэффициента корреляции Спирмена, слабо чувствительного к «выбросам». Для оценки наличия влияния ландшафтно-климатической обстановки и пород водосборов на состав донных отложений озер выполнен тест Краскела-Уоллиса, являющийся непараметрической альтернативой однофакторного дисперсионного анализа. Вычисления проведены в программе STATISTICA.

Геохимические ассоциации донных отложений озер

В результате обработки массива логарифмически преобразованных данных химического анализа донных отложений определены три главные ассоциации (рис.).



РСА ординация химических элементов поверхностных озерных отложений Южного и Среднего Урала

1. Sr относится к карбонатфильным элементам. Изменение его концентрации в изученных нами колонках донных отложений озер Южного и Среднего Урала, как правило, тесно взаимосвязано с вариацией содержания кальция, магния, углерода карбонатов и кальцита [Масленникова и др., 2014].

2. Li, Sc, Hf, V, Al, Zr, Be, Ti, Rb, Co, Nb, Fe, Th, P3Э относятся к литофильной ассоциации и, согласно предыдущим исследованиям колонок донных отложений озер, связаны с изменениями терри-

генного сноса. Редкоземельные элементы расположены обособленно, поскольку их распределение не всегда совпадает с изменениями концентраций других литофильных элементов.

3. **As, Tl, Cu, Zn, Bi, Te, Cd, Sb, Sn и Pb относятся к халькофильной ассоциации.** Часто их концентрация возрастает в зоне техногенного воздействия.

Факторы формирования состава донных отложений озер.

1. Физико-химические параметры вод озер.

Для большинства химических элементов отмечено отсутствие значимой связи их содержания в воде и в донных отложениях. Положительная корреляция содержаний в воде и донных отложениях отмечена только для Sr ($r = 0,59$). Кроме того, выявлено наличие прямой связи содержания Sr в донных осадках с электропроводностью ($r = 0,73$), содержанием HCO_3^- ($r = 0,71$), Mg ($r = 0,72$), V ($r = 0,71$), U ($r = 0,69$) и Mo ($r = 0,63$) в воде. При анализе полной выборки озер, включающей озера импактной зоны, отмечаются высокие коэффициенты корреляции между содержанием халькофильных элементов в воде и в донных отложениях, а также обратная связь содержания халькофильных элементов с рН вод и содержанием кислорода в воде. При исключении озер, подвергаемых воздействию Карабашского медеплавильного комбината, отмечается исчезновение зависимости.

2. Ландшафтно-климатическая обстановка.

Для определения наличия влияния ландшафтно-климатической обстановки на состав донных отложений озер выполнен тест Краскела-Уоллиса. Растительная зона использовалась в качестве независимой группирующей переменной, а концентрации химических элементов в донных отложениях как зависимые переменные. Коду группирующей переменной «степь» соответствовали озера степей и лесостепей, коду «лес» отвечали лесные озера. Выявлено, что критерий Краскела-Уоллиса высокозначим для Sr ($p = 0,0021$), Zn ($p = 0,0024$), As ($p = 0,0074$), Cd ($p = 0,0011$), Sb ($p = 0,0016$), Te ($p = 0,0000$), **Pb ($p = 0,0000$)**, **W ($p = 0,001$)** и значим, но в меньшей степени для Mn ($p = 0,0226$), Fe ($p = 0,0593$), Mo ($p = 0,0437$), Cu ($p = 0,0141$) и Tl ($p = 0,068$). Результаты теста Краскела-Уоллиса и анализ медиан содержаний химических элементов в донных

отложениях озер различных ландшафтно-климатических обстановок позволяют сделать вывод, что для озерных отложений степей и лесостепей характерно большее содержание Sr, в то время как в донных отложениях лесных озер выше концентрации халькофильных элементов (Zn, As, Cd, Sb, Te, Pb, Cu, Tl), а также Mn, Fe, Mo и W. Несмотря на исключение из анализа данных по донным отложениям озер импактной зоны медеплавильного комбината г. Карабаш, возрастание концентрации халькофильных элементов в донных отложениях лесных озер может быть связано с тем, что они в сравнении с изученными степными и лесостепными озерами расположены на меньшем расстоянии от завода и могут подвергаться его воздействию.

3. Техногенный фактор.

На изученной территории достаточно много горнодобывающих и перерабатывающих предприятий, однако Карабашский медеплавильный комбинат характеризуется наибольшим масштабом загрязнения. Определение влияния техногенного фактора проводилось с помощью ранговых коэффициентов корреляции Спирмена, вычисленных для переменной расстояния от медеплавильного завода г. Карабаш и концентраций химических элементов в донных отложениях. Выявлены значимые отрицательные коэффициенты корреляции для Zn ($r = -0,5$), As ($r = -0,53$), Cd ($r = -0,59$), Sb ($r = -0,64$), Te ($r = -0,63$), Pb ($r = -0,66$), Bi ($r = -0,64$) и Mo ($r = -0,54$).

4. Состав пород водосборов.

Поскольку изученные озера лежат в породах различного возраста и состава, в данной работе мы решили ограничиться изучением связи содержания Sr, как одного из главных элементов карбонатфильной геохимической ассоциации, с присутствием в составе водосбора известняков и других карбонатных пород. В результате расчетов выявлено, что критерий Краскела-Воуллеса, характеризующий наличие отличий в содержании стронция в донных отложениях озер с различными породами водосбора, менее значим ($p = 0,0227$), чем в случае анализа влияния ландшафтно-климатической обстановки.

Итак, в результате работы сделан вывод об отсутствии связи содержания большинства элементов (за исключением Sr) в воде и дон-

ных отложениях изученных озер. Выявлено, что на содержание Sr в донных отложениях влияет ландшафтно-климатическая обстановка и в меньшей степени наличие карбонатных пород в составе водосбора. Кроме того, согласно полученным данным, на основе содержания Sr в донных осадках можно судить об электропроводности озера. Выявлено повышение содержания Fe и Mn в донных отложениях лесных озер. Поскольку наличие в осадке Fe и Mn может способствовать дополнительной концентрации в отложениях халькофильных элементов (As, Tl, Cu, Zn, Bi, Te, Cd, Sb, Sn, Pb), предполагается, что их концентрация в поверхностных донных отложениях лесных озер связана не только с техногенным загрязнением, но и с природными геохимическими закономерностями. Определено отсутствие прямой связи концентрации химических элементов литофильной ассоциации (Li, Sc, Hf, V, Al, Zr, Be, Ti, Rb, Co, Nb, Fe, Th, РЗЭ) с ландшафтно-климатической обстановкой и техногенным фактором.

Полевые исследования выполнены за счет гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00691), геохимический анализ проведен при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-60039 мол_а_дк и № 16-35-00103 мол_а.

Литература

Гольдберг Е. Л., Федорин М. А., Чебыкин Е. П. Декадно-разрешенная летопись отклика Восточной Сибири на резкие климатические изменения в Атлантике за последний ледниково-межледниковый цикл // ДАН. 2008. Т. 241, № 4. С. 542–545.

Даувальтер В. А. Геоэкология донных отложений озер / Ред. С. Шахр. Мурманск: МГТУ, 2012. 242 с.

Даувальтер В. А., Каишулин Н. А. Долговременные изменения химического состава донных отложений озера Имандра в зоне влияния стоков Кольской атомной электростанции // Тр. Кольского НИЦ РАН. 2013. Вып. 3, № 3 (16). С. 6–35.

Масленникова А. В., Удачин В. Н., Дерягин В. В. Палеоэкология и геохимия озерной седиментации голоцена Урала / Ред. И. Синяковская. Екатеринбург: УрО РАН, 2014. 136 с.

Удачин В. Н., Дерягин В. В., Лонцакова Г. Ф. Накопление рудных концентраций халькофильных и сидерофильных элементов в донных отложениях озер под влиянием антропогенного фактора // Металлогения древних

и современных океанов-99: Всерос. конф. (Миасс, 5–8 апр. 1999 г.). Миасс, 1999. С. 228–231.

Kalugin I., Astakhov A., Darin A., Aksentov K. Anomalies of bromine in the estuarine sediments as a signal of floods associated with typhoons // Chinese J. Oceanol. Limnol. 2015. V. 33, N 6. P. 1489–1495.

Ter Braak C. J. F., Smilauer P. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Ithaca: Microcomputer Power, 2002.

FIRST DATA ON CHEMICAL COMPOSITION FACTORS OF THE SOUTHERN AND MIDDLE URALS LAKE SEDIMENTS

A. V. Maslennikova, V. N. Udachin, P. G. Aminov

Institute of Mineralogy, Ural Branch, RAS

Through the non-parametric correlation and variance analysis of 31 lakes of the Southern and Middle Urals the impact of landscape-climatic conditions, watershed rocks, physicochemical water parameters and technogenesis on 49 trace elements contents in lake sediments was defined. A statistically significant increase of Sr in steppe lakes sediments and the correlation between Sr concentration and electrical conductivity of lake water was determined. As, Tl, Cu, Zn, Bi, Te, Cd, Sb, Sn, Pb show increase in lake sediments of Karabash copper plant impact zone and in forest zone. It was concluded that chemistry of the source rocks is dominant for concentration of lithophylic elements in lake sediments.

ФИТОПЛАНКТОН ДЕЛЬТЫ РЕКИ ВЕЛИКОЙ В ЛЕТНИЙ СЕЗОН

С. Г. Михалап, Т. В. Дрозденко

Псковский государственный университет

В статье рассматривается эколого-географическая характеристика фитопланктона дельты р. Великой. Альгофлора дельты (станция Вайменка) характеризуется достаточно высоким видовым разнообразием. Фитопланктон представлен 110 таксонами рангом ниже рода, относящихся к 3 царствам, 8 отделам: *Cyanophyta* (13), *Chlorophyta* (51), *Bacillariophyta* (22), *Charophyta* (2), *Euglenophyta* (8),

Cryptophyta (5), *Ochrophyta* (7), *Miozoa* (2). Основу фитопланктона составляют зеленые водоросли, среди них наиболее представительны семейства *Scenedesmaceae*, *Selenastraceae*, *Chlorellaceae*.

Таксономическая структура, определяемая видовым разнообразием и соотношением таксонов, является важнейшей характеристикой любых биологических сообществ и имеет огромное значение, в частности, при анализе региональной альгофлоры [Гецен, 1985]. Фитопланктон, в свою очередь, является одним из главных компонентов водной экосистемы, который быстро реагирует на изменения экологических условий, а его структурно-функциональные характеристики выступают важными составляющими при оценке состояния водного объекта [Экологический..., 2003, 2004; Дрозденко, Михалап, 2015а, б].

Работы по исследованию фитопланктона проходили в летний период в районе дельты р. Великой, которая представляет собой уникальный природный комплекс, соединяющий и трансформирующий водные массы реки и водоприемного бассейна крупнейшего трансграничного водоема Псковской области – Псковско-Чудского озера [Лебедева, Судницына, 1998; Экологический..., 2004].

Целью работы стало исследование таксономического состава фитопланктона дельты р. Великой.

Сбор гидробиологического материала проводили в июне-августе на постоянной станции отбора проб «Вайменка», заложенной в 2015 г. в рамках возобновления мониторинга дельты р. Великой. [Дрозденко, Михалап, 2015а] (рис. 1). Отбор качественных проб фитопланктона осуществлялся при помощи планктонной сети Джели (газ № 74) по общепринятым методикам [Масюк, Радченко, 1989; Садчиков, 2003]. Весь материал фиксировали йодно-формалиновым фиксатором Г. В. Кузьмина и исследовали в лабораторных условиях с использованием микроскопа **Carl Zeiss Axio Lab. A1**. Обработку материала проводили по стандартной методике [Садчиков, 2003]. Все организмы по возможности определяли до вида, используя отечественные и иностранные определители. Систематическое положение таксонов соответствует номенклатуре международного электронного ресурса AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>).



Рис. 1. Географическое положение постоянной станции отбора проб «Вайменка»

Всего в составе фитопланктона исследованного участка дельты р. Великой (р. Вайменка) было выявлено 110 таксонов рангом ниже рода, относящихся к 3 царствам, 8 отделам, 12 классам, 28 порядкам, 44 семействам и 73 родам.

Наибольшее число видов отмечено в отделе *Chlorophyta* – 51 вид (46,4 % от общего количества). Среди них наиболее представительны по видовому разнообразию семейства *Scenedesmaceae*, *Selenastraceae*, *Chlorellaceae*. На втором месте по количеству встречаемых видов стоит отдел *Bacillariophyta* – 22 вида (20 % от общего числа), с преобладающим по количеству видов семейством *Naviculaceae*. На третьем месте – отдел *Cyanobacteria*, представленный 13 видами (11,8 %). Доминирует у синезеленых по видам семейство *Merismopediaceae*. Наименьшее число видов приходится на отделы *Charophyta* и *Miozoa* – по 2 вида (1,8 %) (рис. 2).

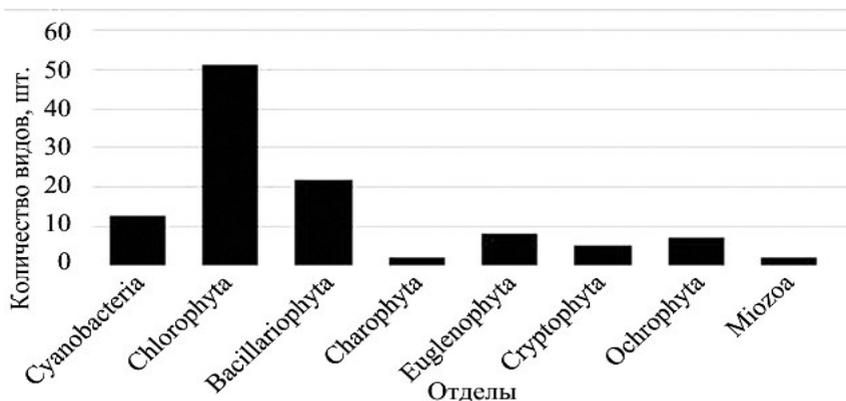


Рис. 2. Таксономическая структура фитопланктона постоянной станции отбора «Вайменка» (июнь-август 2015 г.)

По отношению к местообитанию выделены планктонные, планктонно-бентосные, бентосные, донные формы и обрастатели. Большинство микроводорослей приходится на планктонные формы (55,5 % от общего числа встреченных видов). Следующая по обилию группа представлена планктонно-бентосными формами (27,3 %). К донным формам относится 4,5 % водорослей. Самые немногочисленные группы представлены бентосными формами (2,7 %) и обрастателями (1,8 %) (рис. 3). Абсолютное преобладание планктонных и планктонно-бентосных форм обусловлено, прежде всего, невысокой скоростью течения водных масс в дельте р. Великой.

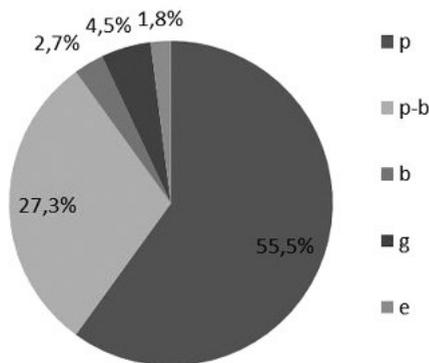


Рис. 3. Распределение видов фитопланктона по отношению к местообитанию:

р – планктонные формы; р-б – планктонно-бентосные формы; б – бентосные формы; г – донные формы; е – обрастатели

По отношению к солености сообщество фитопланктона представлено, в основном, индифферентными формами (60 % от общего числа видов), на втором месте идут галофилы (6,4 %) и олигогалобы (2,7 %). Галофобы представлены 1 видом – *Ankistrodesmus falcafus* (Corda) Ralfs (рис. 4). Такое распределение групп водорослей по данному показателю говорит о слабой минерализации воды в районе станции «Вайменка».

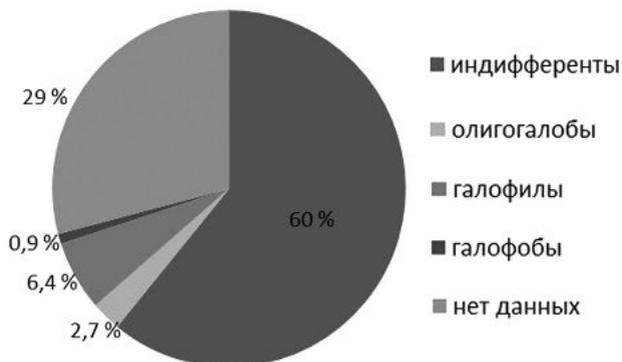


Рис. 4. Распределение фитопланктона по отношению к солености

По отношению к показателю рН, который оказывает большое влияние на процессы роста и размножения водорослей, в фитопланктоне доминирует группа алкалифилов (17,3 % от общего числа видов), несколько менее многочисленны индифферентные виды (9,1 %). Однако отношение большинства видов к данному показателю среды в дельте р. Великой не выявлено (73,6 %). В целом воды дельты р. Великой в летний период имеют слабощелочную реакцию, которая мало изменяется в летне-осенний период.

В фитопланктоне станции «Вайменка» обнаружено 70 видов водорослей – индикаторов сапробности (64 % от общего числа видов), из которых почти половину составляют β -мезосапробионты (47,1 %), а на долю α - β , β - α -сапробионтов приходится 15,7 %. Количество β - α , α - β -сапробионтов составляет 14,3 %, α - α -сапробов – 11,4 %, α -сапробионтов – 5,7 %, и 4,3 % отмеченных видов являются олигосапробионтами, индикаторами чистых вод. Единично встре-

чен α -р-сапробионт – эпибионт *Colacium cyclopicola* (Gicklh.) Bour. Таким образом, вода дельты р. Великой в исследованном участке является умеренно загрязненной, что обусловлено близостью городской инфраструктуры (рис. 5).

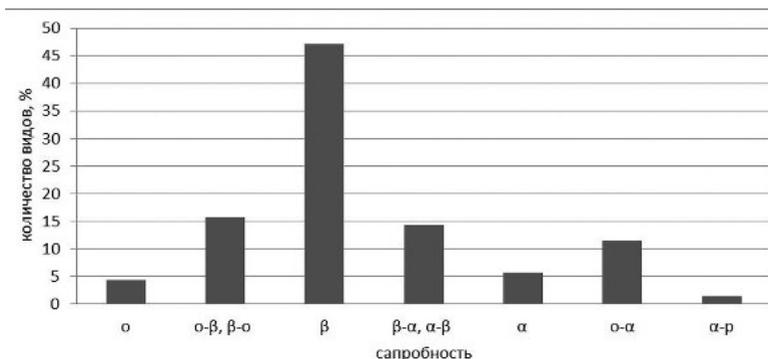


Рис. 5. Распределение видов фитопланктона станции «Вайменка» по отношению к загрязнению органическими веществами

По биогеографической приуроченности доминирующей группой фитопланктона являются космополиты, которых встречено 72 вида (65 % от общего числа видов). Незначительную долю составляют голарктические (5 %) и бореальные (2 %) виды. Биогеографическая приуроченность остальных видов не установлена (28 %).

В целом флористический состав фитопланктона исследованного участка можно охарактеризовать как зелено-диатомовый с присутствием синезеленых, эвгленовых и охрофитовых водорослей. Экологический анализ фитопланктона показал, что в районе станции «Вайменка» преобладают широко распространенные, планктонные алкалифильные виды, обитающие в умеренно загрязненных водах. Высокая доля зеленых водорослей в пробах станции «Вайменка» может свидетельствовать о повышенном содержании соединений азота [Ипатова, 2005], поскольку именно эта группа наиболее требовательна к его присутствию в воде.

Литература

Гецен М. В. Водоросли в экосистемах Крайнего Севера (на примере Большеземельской тундры) / Ред. М. В. Гецен. Л.: Наука, 1985. 165 с.

Дрозденко Т. В., Михалап С. Г. Мониторинг состояния фитопланктона дельты реки Великой // Вестн. Псковского гос. ун-та, сер. Естественные и физико-математические науки. Вып. 6. Псков: Псковский гос. ун-т, 2015а. С. 3–8.

Дрозденко Т. В., Михалап С. Г. Фитопланктон как показатель экологического состояния дельты реки Великой // Социально-политические и эколого-хозяйственные проблемы развития Балтийского региона: Материалы междунар. науч.-практ. конф. (19–20 нояб. 2015 г.). Псков: Псковский гос. ун-т, 2015б. С. 214–218.

Ипатова В. И. Адаптация водных растений к стрессовым абиотическим факторам среды. М.: Графикон-Принт, 2005. 224 с.

Лебедева О. А., Судницына Д. Н. Видовой состав гидробионтов дельты реки Великой // Проблемы сохранения биоразнообразия Псковской области. СПб.: СПбГУ, 1998. С. 82–87. (Тр. СПбОЕ. Сер. 6.)

Масюк Н. П., Радченко М. И. Методы сбора и изучения водорослей // Водоросли: Справочник. Киев: Наукова Думка, 1989. С. 170–188.

Садчиков А. П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: Методическое руководство. М.: Университет и школа, 2003. 157 с.

Экологический мониторинг дельты реки Великой. Ч. 1 / Под ред. О. А. Лебедевой. Псков: ПГПИ, 2003. 156 с.; Ч. 2 / Под ред. О. А. Лебедевой. Псков: ПГПИ, 2004. 121 с.

AlgaeBase [Интернет-ресурс]. URL: <http://www.algaebase.org/> (дата обращения 06.03.2016).

PHYTOPLANKTON OF THE VELIKAYA RIVER DELTA IN SUMMER PERIOD

S. G. Mikhalap, T. V. Drozdenko

Pskov State University

The paper deals with the ecological and geographical characteristics of phytoplankton of the Velikaya River delta. The delta Algaeflora analyzed using the sampling station “Vaymenka” as an example was characterized with high biodiversity. The phytoplankton of the Velikaya River delta is represented by 110 taxa below rank of genus belonging to the four kingdoms and 9 phylums including *Cyanophyta* (13), *Chlorophyta* (50), *Bacillariophyta* (22), *Charophyta* (2), *Euglenophyta* (8), *Cryptophyta* (5), *Ochrophyta* (7), *Miozoa* (2) and *Fungi Phylum* (1). The Green Algae makes the phytoplankton basis with *Scenedesmaceae*, *Selenastraceae*, *Chlorellaceae* families that prevail in its composition.

ГИДРОЛОГИЧЕСКАЯ РОЛЬ УЧАСТКОВ СУШИ С ПРАКТИЧЕСКИ ВОДОНЕПРОНИЦАЕМЫМ ПОКРЫТИЕМ И НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ В РАЗЛИЧНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Н. А. Мясникова

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН

Антропогенная деятельность оказывает заметное влияние на формирование водных ресурсов. Степень этого влияния во многом зависит от климатических условий. Основную роль в изменении испарения под влиянием хозяйственного воздействия играют радиационный баланс, осадки и соотношение между ними (радиационный индекс сухости). При наличии практически водонепроницаемых поверхностей наблюдается уменьшение испарения с участков суши. Наибольшее его снижение происходит в регионах с радиационным индексом сухости (В/PL) от 1 до 1,5. Получена связь между относительной величиной изменения испарения и радиационным индексом сухости. Интенсивность снижения испарения с территорий населенных пунктов по мере уплотнения застроек возрастает с увеличением радиационного индекса сухости.

К основным факторам, определяющим изменения экологических условий на урбанизированных территориях, относятся:

- наличие практически водонепроницаемых участков земель, приводящих к снижению испарения;
- преобразование метеорологических процессов над городом, что сопровождается изменением температуры воздуха, осадков и испарения;
- использование для технического и питьевого водоснабжения вод с других водосборов; изменение условий формирования подземных вод и режима их стока [Шикломанов, 1989; Карпечко и др., 2006].

Дороги различных технических категорий и разной протяженности, проезды, аэродромы и прочие объекты суши с практически водонепроницаемым покрытием составляют не большую по площади часть суши, однако играют заметную роль в преобразовании

водного баланса городов и прочих населенных пунктов [Куприянов, 1977]. Способствуют изменению экосистем, процессов формирования поверхностных и подземных вод, трансформации максимального весеннего и дождевого стока.

Изменение испарения с таких участков оценивается по равенству:

$$dE_r = E_r - E_1, \quad (1)$$

где E_r – испарение с практически водонепроницаемого участка суши, мм; E_1 – среднее испарение с окружающей преобразованные участки территории, мм.

Испарение с суши до воздействия принималось как средняя величина из полученных по методам М. И. Будыко и А. Р. Константинова значений [Рекомендации..., 1976].

Годовое испарение с практически водонепроницаемых участков суши определяется по выражению:

$$E_r = E_{rs} + E_{rw}, \quad (2)$$

где E_{rs} – испарение с практически водонепроницаемой поверхности в теплый период времени, мм; E_{rw} – испарение с практически водонепроницаемой поверхности в холодный период времени, мм.

Для расчета среднемноголетней величины испарения с практически водонепроницаемой поверхности для летнего периода, исходя из уравнения водного баланса, можно использовать следующую формулу, как это сделано в работе [Львович, Черногаева, 1976]:

$$E_{rs} = P_s(1 - \alpha), \quad (3)$$

где P_s – жидкие атмосферные осадки, мм; α – коэффициент стока.

В зимний, ранневесенний и позднесенний периоды в районах со снежным покровом можно считать, что влаги на поверхности с таким покрытием практически всегда достаточно для суточного ее испарения, поэтому для расчета испарения следует использовать формулу для расчета испарения со снега [Рекомендации..., 1976]:

$$E_{rw} = 0,37 dn, \quad (4)$$

где d – средняя величина дефицита упругости водяного пара за расчетный период, гПа; n – продолжительность расчетного периода, сутки.

При исследовании влияния деятельности человека на окружающую среду были рассчитаны значения испарения с водонепрони-

цаемых и с естественных поверхностей в различных географических зонах. С помощью уравнений (2)–(4) было рассчитано испарение с водонепроницаемых и с естественных поверхностей при значении величины поверхностного стока $\alpha = 0,78$ для 43 пунктов, расположенных в различных географических зонах на равнинных территориях. По уравнению (1) были получены оценки изменения испарения, величины которых колеблются от -149 до -352 мм, причем эти колебания соответствуют изменениям климатических условий, о чем свидетельствует наличие связи между относительной величиной этой оценки (отношение изменения испарения к осадкам) и радиационным индексом сухости (рис. 1). Данную связь можно выразить логарифмическим уравнением:

$$dE_{\tau} / P = -0,50 - 0,26 \ln(B/PL). \quad (5)$$

Эта связь достаточно надежная, дисперсия относительной величины изменения испарения (относительно осадков) на 68 % определяется радиационным индексом сухости.

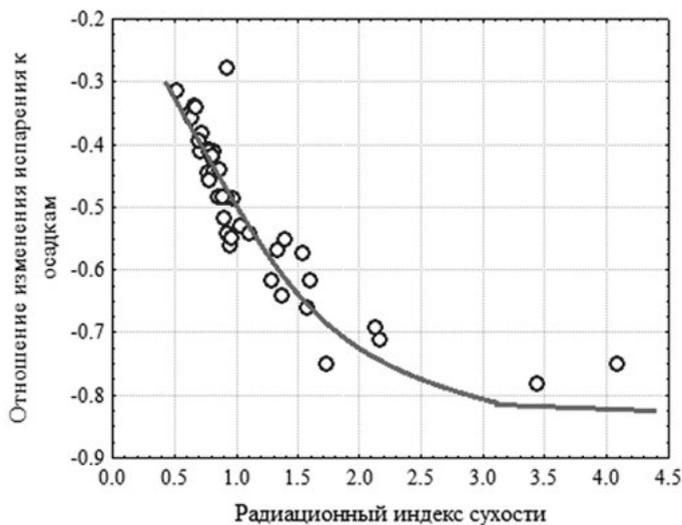


Рис. 1. Зависимость относительной величины изменения испарения в результате строительства дорог от радиационного индекса сухости

Испарение с любой поверхности, как известно, определяется наличием влаги и количеством поступающей энергии. Для зоны высокого увлажнения (тайги) второй фактор является лимитирующим.

Испарение с практически водонепроницаемой поверхности, в частности, с дорожного полотна, с высоким коэффициентом стока лимитируется в большей степени количеством жидких осадков и частотой их выпадения. Данные особенности формирования испарения с такой поверхности и сравнительно низкое его значение приводят к тому, что пространственная изменчивость этой величины меньше, чем вариация испарения с естественной поверхности. Следовательно, в пределах территории с высоким увлажнением, определяющее влияние на изменение в пространстве абсолютной величины антропогенной составляющей испарения, образованной, в частности, строительством дорог, оказывает испарение с естественной поверхности, которое лимитируется энергетическим фактором. Это обстоятельство определяет интенсивное возрастание с севера на юг доли осадков, составляющих изменение испарения (снижения) (см. рис. 1), из-за покрытия поверхности водонепроницаемым материалом. Такая тенденция прослеживается до значений индекса сухости 1,0–1,5 (зона степей по М. И. Будыко) [Будыко, 1980], а абсолютная величина антропогенной составляющей испарения достигает максимального значения. С дальнейшим увеличением радиационного индекса сухости интенсивность снижения относительной величины антропогенной составляющей испарения замедляется и даже прекращается (см. рис. 1). При продвижении в более засушливые регионы величина изменения испарения будет уменьшаться из-за последовательного снижения испарения с естественных поверхностей.

В ходе урбанизации создается новая антропогенная среда, что приводит к изменению биогеоценоза и следовательно условий формирования водного баланса территории [Черногаева, 1978]. Роль населенных пунктов в преобразовании водного баланса зависит от доли практически водонепроницаемых участков и от климатических характеристик. Для решения этой задачи условный населенный пункт был разделен на две части: практически водонепроница-

емые участки и участки, соответствующие по своим характеристикам исследуемой природной зоне.

Исследование влияния плотности застройки на изменение испарения удобнее выполнять с использованием линейной зависимости:

$$dE_r\Sigma/E_m = k_a f_a/F, \quad (6)$$

где $dE_r\Sigma$ – изменение испарения со всей территории, мм; F – общая площадь условного населенного пункта, га; f_a – площадь территории, представленная практически водонепроницаемым покрытием, га; E_m – испарение с естественной поверхности, мм; k_a – коэффициент регрессии, показывающий интенсивность снижения испарения при увеличении доли площади, занятой практически водонепроницаемым покрытием.

Анализ величины коэффициента k_a , полученного для различных климатических условий, свидетельствует о зависимости его значения от радиационного индекса сухости. С его ростом интенсивность снижения испарения при повышении плотности застройки увеличивается от 0,5–0,6 в увлажненных районах и до 0,75–0,8 – в засушливых. В степных, полупустынных и пустынных регионах степень уплотнения играет наибольшую роль в изменении испарения, и величина k_a в этих зонах с изменением радиационного индекса сухости слабо меняется (рис. 2).

Климатические факторы оказывают значительное влияние на степень изменения элементов водного баланса в результате хозяйственной деятельности. Отмечается связь между величинами снижения испарения с практически водонепроницаемых поверхностей и радиационным индексом сухости. Наименьшее значение отношения величины снижения испарения к осадкам отмечается в избыточно увлажненных местностях. С увеличением радиационного индекса сухости до значений, соответствующих зоны степей, относительная и абсолютная величины изменения испарения интенсивно возрастают. Дальнейший рост радиационного индекса сухости характеризуется стабилизацией относительных величин снижения испарения и уменьшения абсолютных значений антропогенных составляющих испарения.

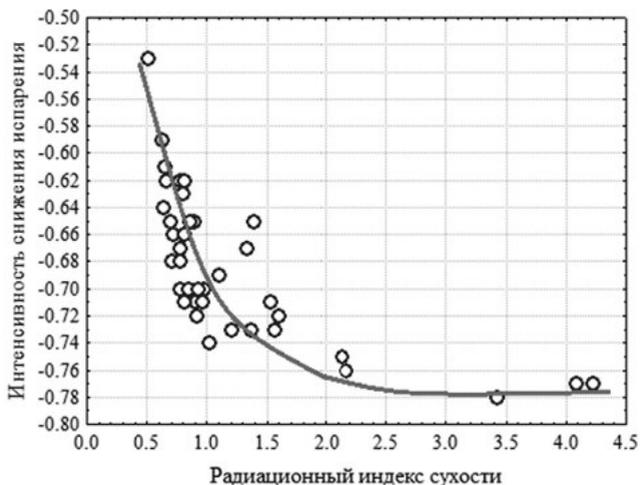


Рис. 2. Зависимость интенсивности снижения испарения с увеличением плотности застройки от радиационного индекса сухости

Гидрологическая роль населенного пункта во многом зависит от доли площади, занимаемой практически водопроницаемой поверхностью. С увеличением на территории доли такой поверхности в переувлажненных местностях снижение испарения происходит наименее интенсивно. С ростом индекса сухости интенсивность снижения испарения возрастает и достигает максимальных значений в зонах лесостепей и степей. При дальнейшем продвижении в более засушливые зоны данный показатель остается практически без изменений.

Работа выполнена при поддержке проекта РФФ (№ 14-17-00766).

Литература

Будыко М. И. Климат в прошлом и будущем. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 352 с.

Карпечко Ю. В., Нестеренко И. М., Бондарик Н. Л. Гидрологические исследования антропогенного воздействия на водосборы Европейского Севера России // Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. С. 323–340.

Курриянов В. В. Гидрологические аспекты урбанизации. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 184 с.

Львович М. И., Черногаева Г. М. Преобразование водного баланса территории г. Москвы // Изв. АН СССР, сер. геогр. 1976. № 3. С. 52–60.

Рекомендации по расчету испарения с поверхности суши. Л.: Гидрометеоздат, 1976. 96 с.

Черногаева Г. М. Водный баланс территории города и его влияние на окружающую среду // Гидрологические аспекты урбанизации. М.: Московский филиал геогр. об-ва, 1978. С. 15–20.

Шикломанов И. А. Влияние хозяйственной деятельности на речной сток. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 335 с.

HYDROLOGICAL ROLE OF RESIDENTIAL AREAS AND STRETCHES OF LAND WITH ALMOST IMPERMEABLE SURFACES UNDER VARIOUS CLIMATIC CONDITIONS

N. A. Myasnikova

Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

Anthropogenic activity affects the formation of water resources a lot. Its degree largely depends on climatic conditions. The radiation balance, atmospheric precipitation and the relationship between them (radiation index of dryness) plays a dominant role in changes referring to evaporation and runoff under the influence of the economic impact. The existence of almost impermeable surfaces causes a decrease in evaporation from tracts of land surface. Its largest decrease occurs in regions with the radiation index of dryness (B/PL) varying from 1 to 1.5. We managed to obtain a correlation between the relative value of variation in evaporation and the radiation index of dryness. The rate of decrease in evaporation from residential areas with a densification of buildings increases with an increase in the radiation index of dryness.

ВЛИЯНИЕ БУРОВЫХ РАБОТ НА ШЕЛЬФЕ ЧЕРНОГО МОРЯ НА СОСТОЯНИЕ МОРСКОЙ СРЕДЫ

М. В. Начева

Институт природно-технических систем РАН

В данной статье представлена актуальная экологическая проблема – влияние на состояние морской среды и ее обитателей буровых работ.

вых работ на шельфе Черного моря. Предложены природоохранные мероприятия, направленные на сохранение устойчивого равновесия природной среды и экосистемы моря.

Буровые работы на шельфе Черного моря представляют одну из сложнейших экологических проблем России, в частности Крымского федерального округа, в связи с тем, что бурение скважин проводится в акватории открытого водоема, экологически чувствительного к химическому загрязнению. Экологическая чувствительность обусловлена уникальной экосистемой, характерной для всех внутренних морей и наличием курортных зон для массового отдыха населения – это одна из важнейших причин особого внимания к экологической безопасности данных регионов.

Бурение скважин на шельфе Черного моря включает множество различных операций, при выполнении которых возможно загрязнение окружающей среды – акватории моря. Буровые работы на шельфе, как правило, совпадают или соприкасаются с репродуктивным ареалом, местами обитания массовых видов рыб, беспозвоночных, а также с бентосными сообществами. Главная особенность структуры и функционирования морской экосистемы заключается в том, что ее элементы связаны между собой более тесно, чем в наземных биотах. Морские биоты занимают обширные акватории, соизмеримые с размерами моря, кроме того, они постоянно меняют свое положение и трансформируются в сезонном аспекте. При этом водообмен между различными биотопами столь же интенсивен, как и движение вод внутри них. Эти факторы делают недопустимым негативное влияние на акваторию моря, связанное с загрязнением морской воды или донной поверхности буровыми сточными водами, буровым раствором и особенно жидкими углеводородами.

Дноуглубительные работы – один из серьезных факторов техногенного давления на морские экосистемы. При строительстве нефтегазовых месторождений ведется выемка и осыпка грунта, что приводит к серьезным разрушениям донных биоценозов на месте производимых работ. Изменения физических параметров среды обитания – мутности воды, структуры донных осадков, привне-

сение новых донных субстратов – негативно воздействуют на гидробионты. Нарушается структура биоценозов, изменяется численность и трофические взаимоотношения гидробионтов. Происходит также изменение химических и микробиологических параметров среды.

Не стоит забывать и о том, что бурение нефтяных и газовых скважин сопряжено с образованием и накоплением большого количества отходов бурения. К ним относятся: буровой раствор (БР) и его излишки, тампонажный раствор (ТР), материалы и химические реагенты для приготовления БР и ТР, выбуренная горная порода (шлам), буровые сточные воды, отработанные горючесмазочные материалы (ГСМ), продукты опробования скважин, попутные пластовые воды, а также хозяйственно-бытовые и фекальные сточные воды, мусор. Буровые сточные воды, загрязненные компонентами химически обработанных промывочных жидкостей, попадают в море при обмыве нижней сетки ситоконвейеров, при обмыве площадки и пола буровой, если отсутствует герметичный настил гидротехнического сооружения и канализация для сбора стоков. Количественное содержание отдельных вредных веществ в буровых сточных водах иногда может превышать ПДК для рыбохозяйственных водоемов [Горбунова, 1988]. Однако необходимо отметить, что наибольшее загрязнение моря в процессе бурения и закачивания скважин происходит при авариях и осложнениях, приводящих к открытым фонтанам и подводным грифонам. Выбросы, открытые газонефтяные фонтаны и подводные грифоны в процессе бурения и закачивания скважин имели место в прошлом [Патин, 1994]. Если незначительные утечки химически обработанных промывочных жидкостей при нормальных условиях бурения скважин имеют локальный характер и наносят ущерб морской фауне и флоре только в пределах площади стационарных платформ и приэстакадных площадок, то открытые фонтаны и подводные грифоны загрязняют значительные массы воды и волнами, ветром и течениями разносятся на большие расстояния. Описанные выше источники и химические загрязнители морской среды представлены в табл. 1.

Таблица 1. Классификация источников и загрязнителей морской среды при бурении нефтяных скважин

Эксплуатационные			Аварийные	
Источник	Загрязнитель	Химические соединения	Источник	Загрязнитель
Циркуляционная система промывочной жидкости	Химически обработанная промывочная жидкость	Хромпик, нефть, сульфид, сульфанола, нитроглин, кальцинированная и каустическая сода, барит, хлористый кальций, окзил	Выбросы	Химически обработанная и утяжеленная промывочная жидкость, нефть, конденсат, пластовая вода
Система приготовления промывочной жидкости и жидких химических реагентов	Выбуренная порода, шлам		Открытые фонтаны	
Система приема, хранения и выдачи утяжелителя и сыпучих химических реагентов	Утяжелитель и химические реагенты		Подводные грифоны	
Система приема, хранения и выдачи ГСМ	Буровые сточные воды	Компоненты химически обработанных промывочных жидкостей и порода		
Настил стационарных платформ	ГСМ	Дизельное топливо, смазки и авиационное масло		

Примечание. ГСМ – горюче-смазочные материалы для машин.

Основным источником загрязнения морской среды являются буровые растворы. Класс токсичности реагентов является важной характеристикой промывочной жидкости, поскольку ее утечка в больших количествах может вызвать локальные загрязнения. Класс токсичности реагентов бурового раствора представлен в табл. 2.

Таблица 2. Класс токсичности химических реагентов

Реагент	Класс токсичности	Реагент	Класс токсичности
Глинопорошок	4	ALDACIDE (альдегид)	3
Барит	4	BARAZAN D PLUS (ксантан)	4
КССБ	4	BARANEX (полимер)	4
КМЦ	3	BDF-284 (лигносульфоната)	4
ФХЛС	4	CLAYSEAL PLUS (амфотер)	4
УЩР	4	DEXTRIDE (крахмал)	4
ПАА	4	EZ MUD RDP (полиакриламид)	3
Графит	4	GEM GP (полигликоль)	3
Нефть	4	LIGNOX (лигносульфонат)	4
Неонол	3	PAC L, PAC LL (целлюлоза)	4
Сульфанол	3	PAC R (целлюлозный полимер)	3
Дисолван	4	THERMA-CHEK (сополимер)	3
Дизтопливо	4	THERMA-THIN (полимер)	3
ПАВ ОП-10	4	KCl (хлорид калия)	3
МАС-200 (кремнезем)	3	NaCl (хлорид натрия)	3
Гипс	3	CaCl ₂ (хлорид кальция)	4
Na ₂ CO ₃ (сода)	3	MgCl ₂ (хлорид магния)	4
Известь	2	NaOH (щелочь)	2

Примечание. КССБ – конденсированная сульфит-спиртовая барда, КМЦ – карбоксиметилцеллюлоза, ФХЛС – феррохромлигносульфонат, УЩР – углещелочной реагент, ПАА – полиакриламид, ПАВ – поверхностно-активные вещества.

Загрязняющие вещества буровых и нефтяных отходов могут разноситься течениями на значительные расстояния, и нефтегазодобыча не будет ограничиваться только локальными участками шельфа, где идет разработка месторождения. Контроль, средства и меры, предотвращающие аварийные выбросы загрязняющих веществ, в первую очередь, должны быть предусмотрены рабочим проектом на бурение скважины, а также в проекте «Оценка воздействия на окружающую среду» (ОВОС).

Таким образом, для полного предотвращения загрязнения моря при добыче нефти и газа на морских месторождениях необходимы: новые технологические схемы сбора и транспорта продукции скважин, созданные с учетом специфических условий добычи нефти и

газа на море; сооружения для сбора и транспортировки промышленных стоков и отходов; укрупненные автоматизированные технологические блоки с факелом для сжигания газа; средства безопасности и охраны окружающей среды (предохраняющие, сигнализирующие и переключающие устройства, датчики эрозии и коррозии надплощадочных трубопроводов и оборудования, клапаны-отсекатели); автоматизация и телеконтроль за процессами добычи нефти и газа; эффективные методы осушки газа; высокоэффективные депрессаторы для снижения вязкости высокосмолистых и парафинистых нефтей; новые методы крепления призабойной зоны нефтяных скважин для предотвращения выноса песка на поверхность. Оптимальное решение этой проблемы – внедрение многоствольного и горизонтального бурения скважин, снижение количества и степени токсичности используемых химических реагентов в промышленных жидкостях, чтоб снизить степень токсичности БР.

Охрана морской и окружающей среды при проведении буровых работ в данном регионе является важной задачей, от правильности решения которой зависит сохранность природной среды, ее устойчивое экологическое равновесие и сохранность экосистем, размещенных в недрах моря.

Литература

Горбунова А. В. Влияние повышенной мутности на планктонных фильтраторов // Тр. 1-й всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии (Рига, сент. 1988). Ч. 1. С. 45–46.

Патин С. А. Добыча нефти и газа на морском шельфе: эколого-рыбохозяйственный анализ // Рыбное хозяйство. 1994. № 5. С. 30–33.

INFLUENCE OF DRILLING OPERATIONS AT THE SHELF OF THE BLACK SEA ON THE MARINE ENVIRONMENT

M. V. Nасneva

Institute of Natural and Technical Systems of RAS

The paper deals with the current environmental issue of the Black Sea shelf drilling impact on the marine environment and its inhabitants. The environmental measures aimed at the preservation of a stable equilibrium of the environment and the sea ecosystem are suggested.

ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ДЕЛЬТЕ РЕКИ ЛЕНЫ (2014 г.)

Г. Р. Нигаматзянова, Л. А. Фролова

Казанский (Приволжский) федеральный университет

В данной работе представлены результаты гидробиологических исследований проток дельты р. Лены весной – летом 2014 г. В составе зоопланктона выявлено 43 таксона. Видовое разнообразие зоопланктона составляли представители типа Rotifera, так же, как и численность в протоках (*Keratella cochlearis* Gosse 1851, *Conochilus unicornis* Rousselet 1892). Вклад в биомассу был больше у видов ветвистоусых и веслоногих ракообразных (*Mesocyclops leuckarti* Claus 1857, *Bosmina longirostris* Muller 1785). Четко прослеживается сезонная динамика видового разнообразия и количественных показателей зоопланктона. Согласно рассчитанному индексу Шеннона-Уивера воды проток являлись умеренно загрязненными, олигосапробными с отклонением в β -мезосапробную зону по индексу сапробности.

Река Лена формирует одну из самых больших в Арктике дельт [Fedorova, 2013]. Это зона взаимодействия реки и моря Лаптевых, особый географический объект, – единый природный территориальный комплекс [Гуков, 2001]. Изучение этого региона поднимает многие вопросы, касающиеся процессов, протекающих в дельте, и которые остаются до сих пор открытыми [Fedorova, 2013]. Зоопланктон в дельте реки, как и в других водных экосистемах, играет ключевую роль в трансформации энергии и биотическом круговороте веществ [Abramova, 2002]. Особенности зоопланктона в данном районе тесно связаны со всеми характеристиками водных масс, обнаруживают хорошо выраженный сезонный характер, но гидробиологический режим устьевой области Лены изучен крайне слабо [Гуков, 2001]. Целью данных исследований являлось изучить современное состояние зоопланктонного сообщества, выявить видовой состав представленных видов, исследовать сезонную динамику зоопланктона протоков реки весной и летом 2014 г.

Материалом для данной работы послужили образцы зоопланктона с основных протоков дельты р. Лены (Оленекская, Оленекская (Чай-Тумус), Главный Створ, Туматская, Туматская (Америка Хая), Булкурская), отобранные весной – летом 2014 г. (с 4 июня по 16 июля) автором и группой гидрологов Арктического и Антарктического научно-исследовательского института г. Санкт-Петербурга в ходе совместной международной российско-германской экспедиции «Дельта Лены-2014» (рис. 1). Отбор производился с лодки вертикальным протягиванием малой сети Апштейна (диаметр сети 25 см, размер ячеек 100 мкм) со дна до поверхности по всей толще воды протока или процеживанием 100 л воды через сеть с последующим фиксированием 4%-м формалином. Пробы исследованных протоков были подвергнуты анализу качественных и количественных гидробиологических характеристик согласно общепринятым гидробиологическим методикам [Жадин, 1960; Константинов, 1986].

В видовом составе полученных образцов протоков обнаружено 43 таксона (39 видов) зоопланктонных организмов. 59 % видового разнообразия определялось представителями типа Rotifera (23 вида), на долю ракообразных приходилось 23,1 % – 9 видов отр. Cladocera и 17,9 % – 7 видов отр. Copepoda. Наиболее представленными семействами были Brachionidae (8 видов, Rotifera), Cyclopidae (5 видов, Copepoda) и Bosminidae (3 вида, Cladocera). По частоте встречаемости во всех изученных образцах обнаружены ювенильные стадии развития веслоногих ракообразных, в 90,9 % проб встречены *Keratella quadrata* Muller 1786, Rotifera и *Bosmina (Eubosmina) coregoni* Baird 1857, Cladocera. Также обильными видами стали коловратки *Keratella cochlearis* Gosse 1851, *Conochilus unicornis* Rousset 1892 и *Bosmina longirostris* Muller 1785 из Cladocera. **Наибольшее количество таксонов – 25 – обнаружено в пробе, отобранной летом (16.07 2014 г.) на Туматской протоке; наименьшее видовое разнообразие зафиксировано в весенней пробе с Оленекской протоки – всего 2 вида (4.06 2014 г.). В среднем на пробу с протоков приходится $9,7 \pm 1,7$ вида Rotifera, $4,3 \pm 0,6$ вида Cladocera и $1,8 \pm 0,4$ вида Copepoda.**

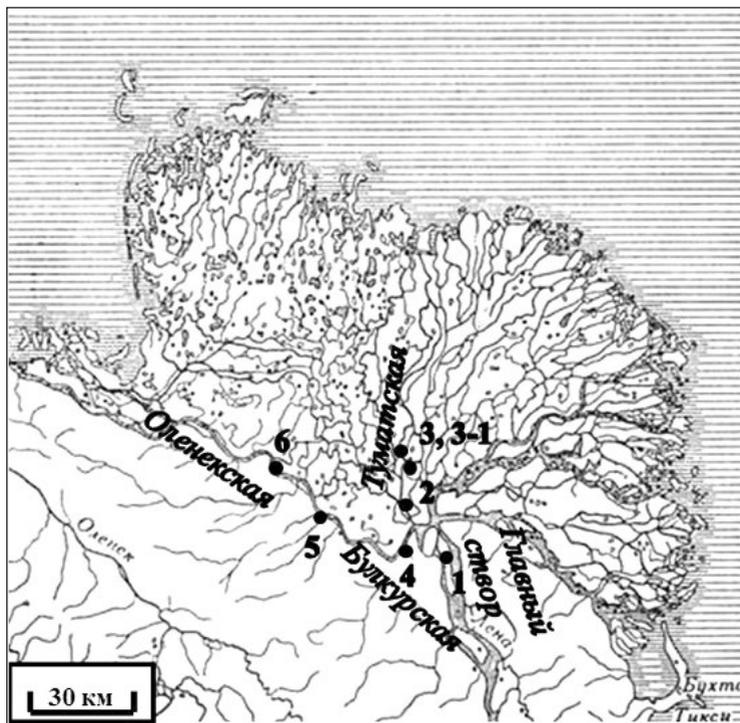


Рис. 1. Карта-схема расположения проток дельты р. Лены и станции отбора образцов зоопланктона:

1 – Главный Створ, 2 – Туматская (Америка Хая), 3 – Туматская, левый берег, 3-1 – Туматская, правый берег, 4 – Булкурская, 5 – Оленекская (Чай-Тумус), 6 – Оленекская)

92,4 % численности зоопланктонного сообщества изученных проток определяли коловратки – $37,7 \pm 17,2$ тыс. экз./м³ – в основном благодаря большой представленности особей вида *K. cochlearis* ($38,4 \pm 15,1$ тыс. экз./м³). На долю численных показателей ракообразных пришлось: 4,8 % ($1,9 \pm 0,6$ тыс. экз./м³) *Cladocera* и 2,8 % ($1,2 \pm 0,2$ тыс. экз./м³) *Sopropoda*. Среднее значение численности зоопланктона проток составило $40,8 \pm 17,7$ тыс. экз./м³.

В отличие от численности биомасса определялась группами зоопланктона более или менее в равной степени. Так, 37,9 % всей

биомассы пришлось на долю Cladocera ($24,7 \pm 7,5$ мг/м³), 35,2 % – Copepoda ($22,9 \pm 5,6$ мг/м³), на долю коловраток – 27 % ($17,6 \pm 6,4$ мг/м³). Высокими показателями биомассы отличились ракообразные *Mesocyclops leuckarti* Claus 1857 ($10,7 \pm 2,6$ мг/м³) и *B. longirostris* ($7,9 \pm 2,9$ мг/м³). Среднее значение биомассы зоопланктона проток составило $65,2 \pm 15,5$ мг/м³.

На основе количественных показателей зоопланктона рассчитан индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера [Shannon, 1949]. Так, протоки дельты р. Лены можно охарактеризовать как умеренно загрязненные: $2,2 \pm 0,2$ бит/экз. (рассчитано по численности) и $2,6 \pm 0,3$ бит/экз. (рассчитано по биомассе). Значение индекса варьировало от 1 до 3,65.

Также нами рассчитаны индексы сапробности. По индексу сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека [Sládeček, 1973] воды проток олигосапробные (среднее значение индекса для проток было равно $1,49 \pm 0,03$). По индексу сапробности по Зелинке и Марвану [Zelinka, 1961] воды проток дельты являются олигосапробными с отклонением в β -мезосапробную зону.

Для проведения сравнения между видовыми сообществами зоопланктона проток нами использовался индекс Жаккара [Jaccard, 1901]. Наибольшее сходство обнаружено между Оленекской протокой (Чай-Тумус) и Главным Створом (0,81), наименьшее – между Булкурской и Туматской протоками (0,5).

По зоогеографическому районированию в видовом сообществе проток дельты р. Лены преобладают космополитные виды (69,2 %). На долю палеарктических видов приходится 28,2 %. Из наиболее часто встреченных представителей палеарктического распространения отмечены *Daphnia cucullata* Sars 1862, *Bosminopsis deitersi* Richard 1895 из Cladocera и *Cyclops kolensis* Lilljeborg 1901 – из Copepoda. Из видов с голарктическим распространением встречена коловратка *Kellicotia longispina* Kellikot 1879 (2,6 %).

По биотопическому предпочтению относительно в равных количествах представлены планктонные (38,5 %) и эвритопные (35,9 %) виды, меньше встречены прибрежные и фитофильные представители зоопланктона (25,6 %).

В сезонной динамике зоопланктона можно отметить увеличение разнообразия и количественных показателей зоопланктона от весны к лету. Первые образцы зоопланктона, отобранные весной сразу по окончании ледохода реки на Оленекской протоке и Главном Створе в начале июня, характеризуются весьма бедным видовым составом и, соответственно, низкими количественными показателями зоопланктона. Так, в этих точках отбора зафиксированы минимальные показатели численности и биомассы: 2,1 тыс. экз./м³ и 3,9 мг/м³ (рис. 2). Во второй половине июля, т. е. летом, на этих же станциях зафиксированы более высокие количественные показатели: до 196 тыс. экз./м³ и 179 мг/м³. Менее четко прослеживается данная динамика для Туматской протоки. В начале июля в образцах зоопланктона показатели составляли 24,3 тыс. экз./м³ и 85 мг/м³ для станции Туматская (Америка Хая); во второй половине июля эти показатели для станции Туматская были 63,6 тыс. экз./м³ и 107 мг/м³.

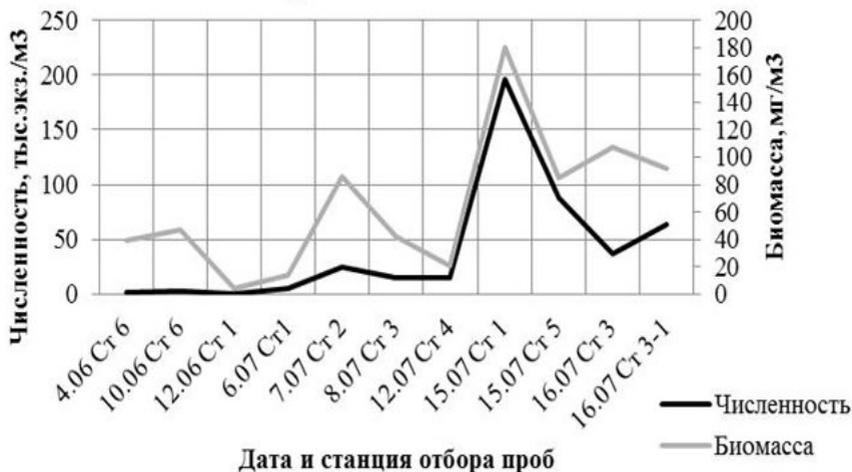


Рис. 2. Динамика численности и биомассы зоопланктона проток за VI–VII 2014 г.

Таким образом, видовое разнообразие зоопланктонного сообщества проток дельты р. Лены за июнь-июль 2014 г. определялось коловратками. Наиболее часто встреченные нами представители коловраток и низших ракообразных являлись характерными для

дельтовой области реки [Абрамова, 1996; Гуков, 2001]. Количественные показатели зоопланктона в протоках варьировали в зависимости от особенностей водных масс и проток, четко прослеживалась сезонная динамика зоопланктонных организмов, что не противоречит ранее проведенным исследованиям на протоках дельты реки [Гуков, 2001]. Преобладали в сообществах виды с широким распространением. В протоках нами были встречены как планктонные, эвритопные, так и прибрежные виды. Исследованные воды проток характеризовались как умеренно загрязненные, олигосапробные с отклонением в β -мезосапробную зону.

Авторы выражают благодарность гидрологам Арктического и Антарктического научно-исследовательского института г. Санкт-Петербурга за помощь в проведении полевых исследований в дельте р. Лены. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты № 15-05-04442, 14-05-00787).

Литература

Абрамова Е. Н. Веслоногие ракообразные (Crustacea, Copepoda) Усть-Ленского заповедника // Гидробиологические исследования в заповедниках. Вып. 8. М., 1996. С. 5–16.

Гуков А. Ю. Гидробиология устьевой области реки Лены. М.: Научный мир, 2001. 288 с.

Жадин В. И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. 191 с.

Константинов А. С. Общая гидробиология: Учебное пособие для студентов спец. вуз. Изд. 4-е, перераб. и доп. М.: Высш. шк., 1986. 472 с.

Abramova E. N. Russian-German Cooperation SYSTEM LAPTEV SEA 2000: the expedition LENA 2001 / Ed. Pfeiffer E.-M., Grigoriev M. N. Bremerhaven, Germany: Berichte, 2002. 426. P. 42–43.

Fedorova I. V. et al. Lena Delta hydrology and geochemistry // **Biogeosciences**. 2013. V. 10. P. 20179–20237.

Jaccard P. Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines // Bull. Soc. Vaudoise sci. Natur. 1901. V. 37, Bd. 140. P. 241–272.

Pielou E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections // J. Theor. Biol. 1966. V. 13. P. 131–144.

Shannon C. The Mathematical Theory of Communication. Urbana: Univ. of Illinois Press, 1949. 117 p.

Sládeček V. System of water quality from biological point of view / Arch. Hydrobiol. Ergebnisse der Limnologie. 1973. Bd. 7. 218 p.

Zelinka M. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheitfließender Gewässer // Arch. Hydrobiol. 1961. Bd. 57, N 3. P. 71–81.

HYDROBIOLOGICAL INVESTIGATIONS IN THE LENA RIVER DELTA (2014)

G. R. Nigmatzyanova, L. A. Frolova

Kazan (Volga Region) Federal University

The article presents the results of hydrobiological investigations of the channels of the Lena River Delta in spring and summer of 2014. 43 taxa were identified in zooplankton. Zooplankton species composition and abundance were determined by type Rotifera (*Keratella cochlearis* Gosse, 1851, *Conochilus unicornis* Rousselet, 1892). *Mesocyclops leuckarti* Claus, 1857, Copepoda and *Bosmina longirostris* Muller, 1785, Cladocera dominated in zooplankton biomass. According to the Shannon index and saprobic index, the channels were characterized as moderately polluted and oligosaprobic with deviation to β -mezosaprobic zone.

ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Е. А. Примак, Н. В. Зуева

Российский государственный гидрометеорологический университет

В практике природопользования отсутствует единый, общепринятый метод интегральной оценки неаддитивных свойств экологических систем: устойчивости, экологического благополучия водоема и др. Это обуславливает необходимость поиска приемов и разработки методов интегральной оценки неаддитивных свойств сложных систем в природе и обществе. В данной работе предложен подход к оценке экологического благополучия водного объекта.

Экологическое благополучие водного объекта (ecological well-being of water body) согласно [ГОСТ 17.1.1.01-77, 1978] – это нормальное воспроизведение основных звеньев экологической системы водного объекта. Причем к основным звеньям экологической системы водного

объекта относятся пелагические и придонные ракообразные и рыбы. Однако в данной работе *экологическое благополучие* рассматривается с другой стороны и отождествляется с понятием «хорошая» или «оптимальная» для человека (гидробионтов) водная экосистема.

Подходы к выделению нормальной (понимаемой как хорошая, оптимальная для человека) экосистемы и их анализ были обобщены Е. Л. Воробейчик с соавторами [Воробейчик и др., 1994]. В результате была определена «хорошая» экосистема. Это экосистема с максимальной и разнообразной продукцией, удовлетворяющей экономические и эстетические потребности человека, существующая неограниченно долго в изменяющейся среде.

Признаки «хорошей» (для человека) водной экосистемы и их изменение по классам благополучия составляют основу классификации экологического благополучия в данной работе. При создании классификации использовано совмещение антропоцентрического и биоцентрического подходов, учтены принципы нормирования Н. С. Строганова [Дедю, 1990]: приоритетность в использовании водоемов, достаточность самоочищения, обеспеченность условий жизни для промысловых объектов, пригодность воды для питьевых целей. Признаками благополучной природной экосистемы, следуя В. В. Дмитриеву [Дмитриев, 2000], предлагается считать:

- 1) максимальная продукция ресурсного звена;
- 2) высокий запас биомассы ресурсного звена;
- 3) максимальное видовое разнообразие биоты;
- 4) высокое качество воды;
- 5) высокая устойчивость к внешним воздействиям;
- 6) низкая скорость загрязнения, закисления, эвтрофикации;
- 7) высокая степень самоочищения;
- 8) способность сохранять вышеназванные признаки реально неограниченное время.

Если из числа перечисленных признаков убрать признаки 2, 3 и 8, то природная водная экосистема может быть заменена искусственным водоемом, используемым в рыбохозяйственных целях. Если пожертвовать первыми тремя признаками, то природная экосистема не сможет представлять интерес для человека как источник

водных ресурсов высокого качества. А если убрать из перечня только последний признак, то природный водный объект может быть также заменен искусственной водной экосистемой, которая может существовать только в случае оптимального управления ее функционированием человеком. Включение в перечень 4-го признака позволяет снизить «потребительское» отношение человека к природе и использовать весомость данного признака в интегральной оценке водной экосистемы с позиций биоцентризма.

Таким образом, обобщение и анализ перечисленных признаков требуют учета перспектив использования водной экосистемы человеком. Это обуславливает внесение необходимых для свертки информации приоритетов между исходными критериями. Полученный результат оценки в этом случае будет иметь не только региональную и временную привязку, но и зависеть от вида ее использования. Значит, одна и та же экосистема, в зависимости от планирования ее использования человеком для своих нужд, может быть названа благополучной в большей или меньшей степени. Важным является и то, что экоцентризм (геоцентризм) в разработке оценочной классификации экологического благополучия может обусловить выработку собственных критериев, по которым система может быть признана благополучной.

В целом, можно сказать, что разработка критериев экологического благополучия существующих или проектируемых экосистем является сложной задачей и требует проведения специальных исследований [Примак, 2009].

Наиболее оптимальным подходом к оценке экологического благополучия можно считать интегральную оценку. Она позволяет объединить в одно целое ранее полученные многокритериальные оценки с учетом их вклада в общую оценку. Интегральная оценка основывается на результате многоуровневых сверток информации о состоянии системы. Методика построения интегрального показателя основывается на методе сводных показателей или методе рандомизированных сводных показателей [Хованов, 1996, 1998]. Данный метод хорошо зарекомендовал себя как инструмент для синтеза информации о различных свойствах сложных систем в природе и обществе [Дмитриев, Фруммин, 2004].

Основываясь на общих положениях о благополучной экосистеме были отобраны следующие признаки [Примак, 2009]:

- качество воды, которое предлагается оценивать по удельному комбинаторному индексу загрязнения (УКИЗВ), расчет которого введен в соответствии с [РД 52.24.643-2002];

- продукция ресурсного звена, оцениваемая с помощью ихтиомассы;

- видовое разнообразие биоты (макрозообентоса), оцениваемое индексом Шеннона;

- скорость самоочищения водной экосистемы может оцениваться по значениям фильтрационной активности или времени осветления воды зоопланктерами-фильтраторами. В основу классификации оценки экологического благополучия положены два признака: скорость фильтрации воды зоопланктоном и биомасса зоопланктона. Это связано с тем, что значения фильтрационной активности с увеличением трофности водоема повышаются, однако в гиперэвтрофном водоеме с уменьшением скорости фильтрации воды зоопланктоном, но с большим увеличением биомассы зоопланктона скорость фильтрации понижается, поэтому возникают определенные трудности в построении оценочной шкалы, которая ляжет в основу классификации экологического благополучия.

- трофический статус водоема оценивается с помощью прозрачности и концентрации хлорофилла *a*;

- сапробность водного объекта, оцененная с помощью индекса сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека.

В табл. 1 представлена классификация экологического благополучия водной экосистемы по выбранным признакам и указаны конкретные характеристики.

Следуя методики построения интегрального показателя [Хованов, 1996, 1998], была разработана шкала интегрального индекса благополучия, представленная в табл. 2. Она представляет собой непрерывную оценочную шкалу, которая позволяет получать численные значения интегральных показателей благополучия для реальных водных экологических систем с учетом приоритетов исходных характеристик, выбранных для оценки экологического благополучия.

Таблица 1. Классификация экологического благополучия водной экосистемы

Признаки	Степень благополучия, классы благополучия				
	Высокая I	Выше средней II	Средняя III	Ниже средней IV	Низкая V
Качество воды по УКИЗВ	1	1–2	2–4	4–11	11–16
Скорость фильтрации воды зоопланктоном, л/мг _{сыр.веса} сутки	> 0,60	0,60–0,25	0,25–0,15	0,15–0,025	< 0,025
Биомасса зоопланктона, мг _{сыр.веса} /л	< 0,2	0,2–1,0	1,0–2,0	2,0–6,0	> 6,0
Ихтиомасса, г/м ²	< 1,25	1,25–2,5	2,5–20	20–40	> 40
Индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека	< 0,5	0,5–1,5	1,5–2,5	2,5–3,5	> 3,5
Индекс видового разнообразия Шеннона, бит/экз.	> 3	3–2	2–1,5	1,5–1	< 1
Прозрачность, м	> 7	7–5	5–2	2–0,5	0,5–0,1
Концентрация хлорофилла <i>a</i> , мг/м ³	< 8	8–15	15–30	30–60	> 60

Таблица 2. Шкала интегрального индекса Q для оценки экологического благополучия водных объектов

Индекс	Степень благополучия, классы благополучия				
	Высокая I	Выше средней II	Средняя III	Ниже средней IV	Низкая V
Q	1–0,889	0,889–0,698	0,698–0,495	0,495–0,186	0,186–0

Самое высокое экологическое благополучие соответствует значению, равному 1. Предельно низкое благополучие соответствует нулевому значению. Таким образом, интегральный показатель дает возможность на количественной основе проследить динамику изменения экологического благополучия водного объекта.

Отметим еще раз, что на сегодняшний день отсутствует единый, общепринятый метод оценки экологического благополучия водоема. Предложенный подход, по мнению авторов, лучше других соответствует поставленным целям и задачам исследований по оценке

экологического благополучия водных объектов, так как лучше других обеспечен необходимой информацией и дает адекватную оценку о степени благополучия рассматриваемого участка водного объекта или водного объекта в целом.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта №16-35-00382 мол_а.

Литература

Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.

ГОСТ 17.1.1.01-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения (утв. Постановлением Госстандарта СССР от 16.09.1977 № 2237).

Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: Гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. 406 с.

Дмитриев В. В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: Дис. ... докт. геогр. наук. СПб., 2000. 419 с.

Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем: Учебное пособие. СПб., 2004. 294 с.

Примак Е. А. Интегральная оценка устойчивости и экологического благополучия водных объектов: Дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2009. 188 с.

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

Хованов Н. В. Анализ и синтез показателей при информационном дефиците. СПб.: СПбГУ, 1996. 196 с.

Хованов Н. В. Математические модели риска и неопределенности. СПб.: СПбГУ, 1998. 204 с.

INTEGRATED ASSESSMENT OF ECOLOGICAL WELL-BEING OF WATER BODY

E. A. Primak, N. V. Zuyeva

Russian State Hydrometeorological University

The environmental management lacks a universally accepted method for the integral assessment of non-additive properties of environmental systems such as sustainability and environmental well-being among others. Therefore, there is

a need in searching techniques and developing methods for integral estimation of non-additive properties of natural and social complex systems. The paper deals with the approach to the assessment of the ecological well-being of water bodies.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА ИЛЬМЕНЬ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

В. В. Пыжова, Т. В. Никитина

*Государственный научно-исследовательский институт
озерного и речного рыбного хозяйства им. Л. С. Берга*

Исследованы вопросы состояния оз. Ильмень по гидробиологическим характеристикам. На основе анализа результатов отбора проб воды, донных отложений, моллюсков за период с 1995 по 2014 г. сделаны выводы об антропогенном воздействии на зообентос озера.

Озеро Ильмень является одним из самых больших озер ледникового происхождения Северо-Западного региона. Сток из Ильменя осуществляется через р. Волхов, в истоке которой расположен г. Великий Новгород. Площадь водосбора Волхова составляет около 5 % общей площади Ильмень-Волховского бассейна, поэтому на гидрохимический состав воды в р. Волхов большое влияние оказывает Ильмень. Для города озеро является одним из главных источников пресной воды, обостряющийся дефицит которой занимает особое место в числе глобальных экологических проблем. В настоящее время пресноводные озера деградируют и исчезают с увеличивающейся скоростью, при этом деятельность человека или в ряде случаев, напротив, его пассивность – главные причины гибели водоемов. Поэтому оценка современного состояния оз. Ильмень является крайне необходимой для разработки плана мероприятий, направленных на предотвращение его деградации.

Современный Ильмень – мелководное озеро с плоским дном из 10-метрового ила. Размеры и форма озера сильно изменяются вследствие значительных внутригодовых и межгодовых колебаний

уровня его вод в условиях плоской равнинной поймы. При высоких колебаниях все берега озера, кроме северо-западного и юго-западного, затопляются на протяжении 2–15 км. При этом площадь водной поверхности увеличивается на 10–15 %. В озеро впадает 19 рек длиной более 10 км и несколько сот ручьев. Озеро, обладая малой глубиной (1–2 м в прибрежной зоне и 4–5 м в центральной), меняет воду 4 раза в год. Это объясняет сильную зависимость ее химического состава от химического состава и объема речных стоков, а также возможность образования локальных проблемных зон, характеризующихся повышенной концентрацией вредных веществ.

Для оценки состояния оз. Ильмень использовались гидробиологические характеристики. Все многолетние гидробиологические показатели связаны между собой и в совокупности дают наиболее полную картину состояния водоема, так как позволяют оценить последствия длительного антропогенного воздействия на водоем и его обитателей.

Цель работы: анализ состояния оз. Ильмень по многолетним гидробиологическим исследованиям зообентоса при антропогенном воздействии.

Материал и методика исследований зообентоса. Состав наблюдений:

- видовой состав;
- общая численность и биомасса;
- численность и биомасса основных систематических групп и массовых видов;
- пространственное распределение;
- индикаторные виды.

На каждой гидробиологической станции отбираются пробы зообентоса (рис. 1). Для исследования условий обитания гидробионтов одновременно с отбором гидробиологических проб на каждой станции измеряются глубина, температура воды, прозрачность (по диску Секки), концентрация взвешенных веществ, содержание кислорода.

Методика исследований. Пробы зообентоса отбираются дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0,025 м². Отмывка грунта с использованием сита № 23 проводится сразу после взятия пробы. Отмытые пробы фиксируются 4%-м раствором формалина. Зафиксирован-

ные пробы транспортируются в специализированную лабораторию. В лабораторных условиях выполняется камеральная обработка проб.

В лабораторных условиях организмы выбираются из грунта, подсчитываются и взвешиваются на торсионных весах с точностью до 0,0005 г. Взвешивание организмов проводится отдельно по основным таксономическим группам. Для определения таксономического состава идентификацию организмов проводят до вида (за исключением нематод). Определение видов проводится с использованием микроскопа и бинокля.



Рис. 1. Расположение станций отбора гидробиологических проб на оз. Ильмень

Зообентос оз. Ильмень представлен тремя основными группами организмов – олигохетами, хирономидами и моллюсками.

Видовой состав зообентоса оз. Ильмень в 2014 г. был представлен 19 таксонами животных. Наибольшее видовое разнообразие отмечалось в группе хирономид – 9 видов. Моллюски были представлены 7 видами. Олигохеты, нематоды до вида не определялись. Остальные систематические группы представлены 1–2 видами организмов.

В целом по озеру с 1995 по 2014 г. численность зообентоса варьировала от 1396 экз./м² (2008 г.) до 2980 экз./м² (1996 г.) (табл.).

Численность (N, экз./м²) и биомасса (B, г/м²) отдельных групп зообентоса и их соотношение в оз. Ильмень в 1995–2014 гг.

Год	Олигохеты		Хиროномиды		Моллюски		Прочее		Всего (кормовой)	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
1995	<u>1410</u> 54	<u>2,67</u> 55	<u>1110</u> 42	<u>1,64</u> 34	<u>30</u> 1	<u>0,51</u> 11	<u>60</u> 2	<u>0,01</u> 0	2610	4,83
1996	<u>1080</u> 36	<u>1,94</u> 36	<u>1680</u> 57	<u>2,47</u> 45	<u>180</u> 6	<u>1,04</u> 19	<u>40</u> 1	<u>0,01</u> 0	2980	5,45
1997	<u>800</u> 42	<u>2,15</u> 48	<u>660</u> 35	<u>0,93</u> 21	<u>220</u> 11	<u>1,37</u> 31	<u>230</u> 12	<u>0,01</u> 0	1910	4,46
1999	<u>879</u> 33	<u>1,96</u> 36	<u>1614</u> 60	<u>1,76</u> 32	<u>148</u> 6	<u>1,71</u> 31	<u>37</u> 1	<u>0,03</u> 1	2678	5,46
2000	<u>856</u> 38	<u>2,01</u> 48	<u>1130</u> 50	<u>0,91</u> 22	<u>209</u> 9	<u>1,16</u> 28	<u>74</u> 3	<u>0,08</u> 2	2269	4,16
2001	<u>929</u> 38	<u>2,12</u> 51	<u>1342</u> 56	<u>1,32</u> 30	<u>111</u> 5	<u>0,57</u> 14	<u>33</u> 1	<u>0,11</u> 3	2415	4,12
2002	<u>670</u> 40	<u>1,96</u> 45	<u>909</u> 54	<u>2,07</u> 48	<u>4</u> 0	<u>0,01</u> 0	<u>110</u> 6	<u>0,28</u> 6	1693	4,32
2003	<u>2544</u> 79	<u>5,29</u> 40	<u>640</u> 20	<u>7,23</u> 55	<u>46</u> 1	<u>0,60</u> 4	<u>5</u> 0	<u>0,01</u> 0	3235	13,13
2004	<u>891</u> 61	<u>2,90</u> 52	<u>479</u> 32	<u>1,99</u> 35	<u>93</u> 6	<u>0,69</u> 12	<u>8</u> 1	<u>0,02</u> 0	1471	5,60
2005	<u>1593</u> 77	<u>5,66</u> 94	<u>402</u> 20	<u>0,08</u> 1	<u>55,5</u> 3	<u>0,16</u> 3	<u>10</u> 0	<u>0,10</u> 2	2060	6,00
2005	<u>1593</u> 77	<u>5,66</u> 94	<u>402</u> 20	<u>0,08</u> 1	<u>55,5</u> 3	<u>0,16</u> 3	<u>10</u> 0	<u>0,10</u> 2	2060	6,00
2006	<u>1158</u> 33	<u>3,45</u> 72	<u>1406</u> 40	<u>1,37</u> 28	<u>35</u> 1	<u>0,88</u> 18	<u>40</u> 1	<u>0,31</u> 6	3477	4,80
2007	<u>932</u> 43	<u>2,7</u> 47	<u>1235</u> 57	<u>1,57</u> 27	<u>4</u> 0	<u>0,27</u> 5	<u>11</u> 1	<u>0,04</u> 1	2182	4,58
2008	<u>732</u> 52	<u>2,85</u> 24	<u>629</u> 45	<u>5,32</u> 45	<u>25</u> 2	<u>3,58</u> 30	<u>10</u> 1	<u>0,02</u> 0	1396	11,77
2009	<u>1059</u> 63	<u>5,00</u> 51	<u>4987</u> 29	<u>3,85</u> 40	<u>113</u> 7	<u>0,73</u> 8	<u>1</u> 0	<u>0,101</u> 0	1687	9,68
2010	<u>979</u> 58	<u>3,11</u> 39	<u>438,5</u> 26	<u>1,99</u> 25	<u>197</u> 12	<u>2,87</u> 36	<u>64,5</u> 4	<u>0,04</u> 1	1680	8,01
2011	<u>934</u> 53	<u>5,61</u> 50	<u>622</u> 35	<u>3,55</u> 30	<u>171</u> 10	<u>2,17</u> 19	<u>30,3</u> 2	<u>0,36</u> 3	1757	11,69
2012	<u>1086</u> 54	<u>3,03</u> 43	<u>725</u> 34	<u>2,75</u> 35	<u>229</u> 10	<u>1,54</u> 18	<u>39</u> 2	<u>0,24</u> 3	1786	5,65
2013	<u>775</u> 40	<u>2,02</u> 65	<u>1255</u> 53	<u>0,76</u> 21	<u>107</u> 5	<u>0,46</u> 12	<u>16</u> 1	<u>0,06</u> 1	2139	3,26
2014	<u>1066</u> 56	<u>3,01</u> 56	<u>511</u> 29	<u>1,12</u> 14	<u>121</u> 6	<u>1,87</u> 26	<u>113</u> 7	<u>0,4</u> 12	1813	6,40

Примечание. N, экз./м² – численность; B, г/м² – биомасса.

Олигохеты распространены по всей площади озера. Их численность варьировала от 670 экз./м² (2002 г.) до 1593 экз./м² (2005 г.). В группе хирономид наиболее часто встречались *Procladius ferrugineus*, *Cryptochironomus* гр. *conjunges*, *Polypedium* гр. *scalaenum* и *Chironomus plumosus*. Их численность варьировала от 439 экз./м² (2010 г.) до 1680 экз./м² (1996 г.).

Основную часть биомассы создают олигохеты, на втором месте – хирономиды. Несмотря на то что наибольшее видовое разнообразие отмечено среди моллюсков, их численность и биомасса несущественны.

Обсуждение результатов. За период исследований с 1995 по 2014 г. было установлено, что численность и биомасса зообентоса уменьшились. Наименьшие показатели наблюдались в 2008 г., наибольшие – в 2003 г. Это связано с антропогенной нагрузкой на водные биоценозы озера при проведении гидротехнических работ.

Отрицательное воздействие антропогенной нагрузки на водные экосистемы, наряду с эксплуатацией многочисленных водозаборов, загрязнением сточными водами, сказывается при проведении различных видов гидротехнических работ (строительных, добычи нерудных ископаемых, дноуглубительных).

Гидротехнические работы рассматриваются как мощный антропогенный фактор, негативно влияющий на донные биоценозы. На оз. Ильмень ежегодно проводятся гидротехнические работы, которые влияют на водные экосистемы. Многочисленные исследования посвящены оценке негативного влияния данных факторов на различные группы гидробионтов (фито-, зоопланктон, зообентос и рыбу). Непосредственное воздействие вследствие нарушения донной поверхности и перемещения грунтов испытывает зообентос, зачастую наблюдается гибель донных организмов. Зообентос полностью погибает в грейферных ковшах и рефулерах земснарядов, при этом изменяется характер донных биотопов, уменьшаются видовое разнообразие и количественные характеристики донных биоценозов. Такие изменения носят локальный характер и прослеживаются лишь на небольших участках, находящихся под непосредственным механическим воздействием работающих механизмов.

Последствия, вызываемые работами на водных объектах, проявляются сразу же и продолжаются в течение ряда лет. Чем длительнее разработка грунта, тем значительнее воздействие на обитателей водного объекта. В то же время биомасса бентоса восстанавливается медленно – через 3–5 лет и не в полном объеме. Состав его обедняется, продуктивность составит не более 50 % от первоначальной, остальное – это безвозвратные для рыбного хозяйства потери. К особым, безвозвратным потерям рыбопродукции относится полное отторжение рыбных угодий и нерестилищ, которые не подлежат восстановлению.

Динамику восстановления биоценозов зообентоса в оз. Ильмень можно проследить с 1995 по 2014 г. (рис. 2–3).

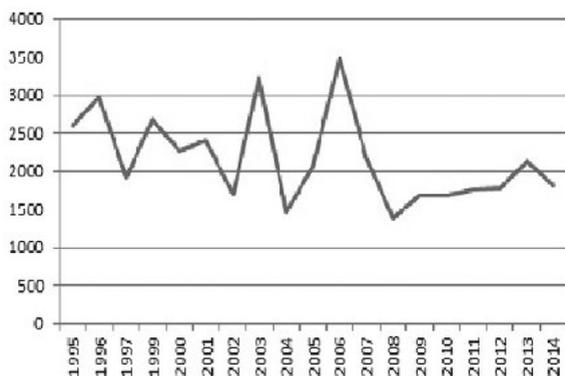


Рис. 2. Численность зообентоса в 1995–2014 гг.

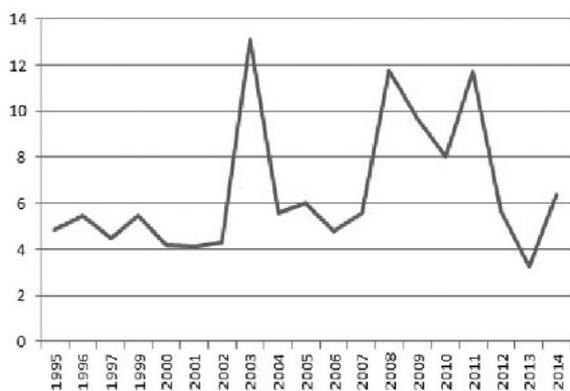


Рис. 3. Биомасса зообентоса в 1995–2014 гг.

Выводы. Применяемая в настоящее время технология ведения гидротехнических работ оказывает негативное воздействие на качественно-количественные показатели донных биоценозов. Восстановление происходит медленно, в течение ряда лет. Для оз. Ильмень период составляет 3–5 лет. Вместе с тем восстановление донных сообществ в полном объеме невозможно в данный момент, так как гидротехнические работы на озере проводятся ежегодно.

ASSESSMENT OF THE ILMEN LAKE ZOOBENTHOS UNDER THE INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS

V. V. Pyzhova, T. V. Nikitina

State Research Institute of Lake and River Fisheries L. S. Berg

The paper deals with the assessment of Ilmen Lake condition by hydrobiological characteristics. The data of the analysis of water samples results, the composition of bottom deposits and mollusks inhabiting the lake during the period of 1995 to 2014 allowed making conclusions about anthropogenic effects the lake zoobenthos experienced.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ В КОМПЛЕКСНОМ ИССЛЕДОВАНИИ СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОГО МОРЯ

С. И. Рубцова

Институт природно-технических систем, Севастополь

Проанализированы основные принципы и элементы экологической оценки; выделены природные и антропогенные факторы, влияющие на изменение экосистемы Черного моря. Показано, что загрязнение Черного моря и его биоты относится к числу важнейших проблем РФ, а необходимость охраны морской среды от загрязнений диктуется требованиями рационального использования природных ресурсов.

Экологическая оценка – это процесс систематического анализа и оценки экологических последствий намечаемой деятельности, консультаций с заинтересованными сторонами, а также учет результа-

тов этого анализа и консультаций в планировании, проектировании, утверждении и осуществлении данной деятельности [Плинк, 1998, 1999; Черп и др., 2000; Рубцова, 2013].

Согласно данному определению:

- экологическая оценка рассматривается как процесс, а не просто как данные или документы, которые получаются в результате этого процесса;

- экологическая оценка рассматривается как процесс систематический, т. е. следующий определенным правилам;

- экологическая оценка не ограничивается этапом планирования, но охватывает и этап осуществления намечаемой деятельности.

Процесс экологической оценки (ЭО) включает следующие основные составляющие: анализ (прогноз) потенциальных воздействий намечаемой деятельности на окружающую среду и оценка их значимости; консультации с заинтересованными сторонами с целью поиска взаимоприемлемых решений; использование результатов прогноза воздействий и консультаций в процессе принятия решений, относящихся к намечаемой деятельности.

Эффективные системы экологической оценки, проверенные временем, отвечают трем основным принципам: превентивности, комплексности и демократичности [Черп и др., 2000; Рубцова, 2013]:

1. Принцип комплексности подразумевает совместное рассмотрение и учет факторов воздействия намечаемой деятельности и связанных с ними изменений во всех природных средах, а также в социальной среде. Этот принцип основывается на представлении о том, что разделение окружающей среды на «компоненты» (воздух, вода, почва) является упрощением реальной ситуации. На самом деле мы имеем дело с единой природной системой, неразрывно связанной с обществом. Задача экологической оценки состоит не только в том, чтобы проследить, насколько соблюдаются «стандарты и нормативы» для отдельных компонентов природной среды, но и в том, чтобы понять, как природно-социальная система в целом отреагирует на воздействие намечаемой деятельности.

2. Принцип превентивности означает, что экологическая оценка проводится до принятия основных решений по реализации намечае-

мой деятельности, а также, что ее результаты используются при выработке и принятии решений. Анализ последствий уже принятого решения экологической оценкой, по сути, не является. Это справедливо независимо от того, является ли такой анализ «обоснованием» решения, ориентированным на оправдание его экологической приемлемости, или же представляет собой объективное и независимое исследование.

3. Принцип демократичности отражает тот факт, что экологическая оценка не сводится к научно-техническому исследованию, а является инструментом принятия взаимоприемлемых решений. Предполагаемое воздействие намечаемой деятельности на окружающую среду затрагивает интересы потенциально неограниченного круга лиц и организаций. Большинство из них не обладают какими-либо формальными полномочиями в отношении этой деятельности. Инструментом защиты интересов этих сторон (в той мере, в которой они отражены в «интересах общества в целом») могут служить разного рода системы разрешений и лицензирования, нормы проектирования. Однако принцип демократичности подразумевает признание за этими сторонами права на непосредственное участие в процессе принятия решений. Таким образом, заинтересованные стороны должны иметь возможность участвовать в процессе экологической оценки, и их мнение должно учитываться наряду с заключениями экспертов при формулировании выводов и использовании результатов процесса экологической оценки.

Экологическая оценка, отвечающая сформулированным выше принципам, может служить одним из основных инструментов устойчивого развития. Являясь не только превентивным инструментом экологического регулирования, но также и инструментом планирования и проектирования, она помогает формировать стратегические решения в соответствии с экономическими, социальными и экологическими целями устойчивого развития.

В третьем принципе «Декларации по окружающей среде и развитию» цель устойчивого развития сформулирована следующим образом: «...на равноправной основе удовлетворить потребности как нынешнего, так и будущих поколений в развитии и благоприятной среде обитания» [Черп и др., 2000; Рубцова, 2013] .

Это определение цели устойчивого развития имеет две составные части. Первая часть касается «равноправия поколений»: будущие поколения должны иметь такие же возможности удовлетворения потребностей, как и нынешнее. Для этого совокупный природный и экономический капитал, оставляемый будущим поколениям, должен быть сохранен или приумножен в результате намечаемой деятельности. Именно на это нацелен принцип комплексности экологической оценки. Вторая составная часть цели касается равноправия представителей нынешнего поколения.

Если совокупный капитал общества растрачивается и не остается нашим потомкам, то нельзя говорить об «устойчивости». Если же капитал сохраняется или даже накапливается, но распределяется настолько неравномерно, что более обеспеченная часть общества становится еще богаче, а менее обеспеченная – еще беднее, другими словами, если развитие идет без учета принципа равноправия, то вряд ли возможно говорить о развитии. Устойчивое развитие подразумевает как справедливость по отношению к будущим поколениям, так и справедливость по отношению к представителям нынешнего поколения. Принцип демократичности экологической оценки помогает осуществить более равноправное развитие, т. е. он нацелен на выполнение второй составной части устойчивого развития.

Экологическая оценка упомянута как один из инструментов устойчивого развития. В наибольшей степени эту роль может играть стратегическая экологическая оценка, а также ЭО интегрированная с другими видами оценки в «оценку устойчивости».

Под предметом экологической оценки понимается воздействие намечаемой деятельности на окружающую среду. Под воздействием понимаются те изменения в окружающей среде, которые полностью или частично являются результатом намечаемой деятельности. Прогноз и разработка мер по их смягчению являются одной из основных составляющих процесса ЭО. Систематическая, комплексная природа экологической оценки позволяет выявлять те воздействия, которые могут неадекватно учитываться стандартами, установленными для отдельных сред и источников воздействия, – прежде всего, непрямые и кумулятивные воздействия. С другой

стороны, для того чтобы такой систематический анализ был возможен, а результаты его применимы на практике, экологическая оценка должна быть сконцентрирована на наиболее важных, ключевых воздействиях. Воздействия в рамках экологической оценки рассматриваются не только с точки зрения их физической величины, но и с точки зрения их значимости для общества в целом, отдельных социальных групп и граждан. Подходы к решению перечисленных задач подробно рассматриваются в [Морская..., 1995; Плинк, 1998, 1999; Черп и др., 2000; Миронов, 2002; Рубцова, 2013].

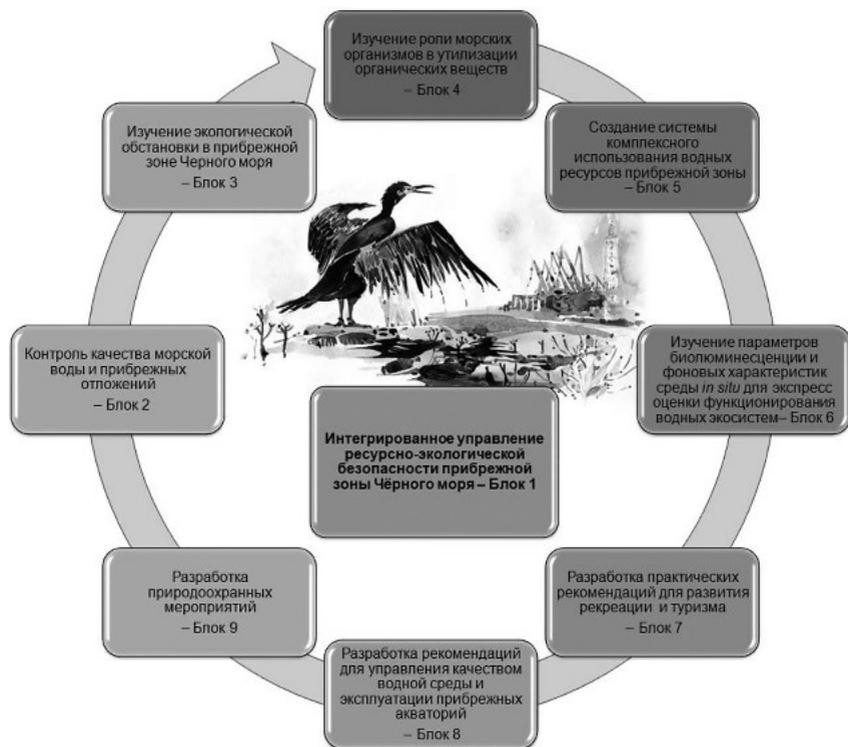
Существует ряд работ, в которых делаются попытки оценить экологическое состояние и вклад различных источников в загрязнение Черного моря. Согласно литературным данным [Губанов и др., 1997; Black Sea..., 1997] принято считать, что экосистема Черного моря находится в стрессовом состоянии. Главными причинами являются массивованное загрязнение (химическое, физическое и биологическое), изменение гидрологического баланса Черного и Азовского морей, распространение вселенцев, что в целом привело к тяжелейшим экологическим последствиям.

Нами предложен новый подход к экологической оценке в системе интегрированного управления ресурсно-экологической безопасности прибрежной зоны Черного моря (рис.).

Блок 1. Прибрежный менеджмент объединяет все остальные блоки. Прибрежный менеджмент определяется как скоординированная деятельность по управлению и руководству прибрежной зоной. Комплексное управление прибрежной зоной представляет собой непрерывный процесс выработки и принятия решений, направленный на гармоничное развитие прибрежных районов в целях его устойчивого развития. Под прибрежной зоной нами понимается зона контакта суши с морем, включая природные комплексы – как берега, так и прилежащую морскую акваторию в границах, позволяющих обеспечить экологически сбалансированное развитие прибрежных территорий, сохранение прибрежных и морских ландшафтов и экосистем от загрязнения и уничтожения, – территория с режимом ограниченной и регулируемой хозяйственной и иной деятельности. Прибрежная зона – это пространство, где с особой

интенсивностью осуществляется взаимодействие человека с окружающей средой.

Блок 2. Контроль качества морской воды и прибрежных отложений. В этом блоке планируется на заранее выбранных полигонах в прибрежной зоне Черного моря производить плановые исследования динамики загрязняющих веществ, включая нефть и нефтепродукты, а также численности основных организмов, участвующих в трансформации загрязнений.



Блок-схема нового подхода к экологической оценке в системе интегрированного управления ресурсно-экологической безопасности прибрежной зоны Черного моря

Блок 3. Изучение экологической обстановки в прибрежной зоне Черного моря позволит дать оценку экологического состояния

прибрежной среды рекреационной зоны. При этом рассматриваются такие пункты, как загрязнение и береговой сток; проводится контроль над источниками загрязнения, изучаются объемы загрязнений, поступающих от плавсредств и в результате свала мусора, производится оценка и мониторинг загрязняющих веществ.

Блок 4. Изучение роли морских организмов в утилизации органических веществ, направлен на изучение и последующее использование морских организмов в утилизации загрязняющих веществ. Поступающие в воду органические вещества служат пищей микроорганизмам, и поэтому обогащение воды этими веществами непременно влечет за собой вспышку развития микрофлоры. Микроорганизмы являются биоиндикаторами наличия различных видов загрязняющих веществ в морской воде. Гетеротрофные бактерии в своем питании используют легкодоступные органические вещества. Количественное содержание нефтеокисляющих микроорганизмов является свидетельством идущего процесса естественного самоочищения морской среды от нефти и нефтепродуктов.

Блок 5. Создание системы комплексного использования водных ресурсов прибрежной зоны, в этом блоке рассматриваются вопросы промышленной эксплуатации ресурсов, охраны биологического разнообразия, охраны мест обитания и ландшафта, оценки уровней воздействия на окружающую среду и объединенного управления прибрежной зоной.

Блок 6. Изучение параметров биолюминесценции и фоновых характеристик среды *in situ* для экспресс-оценки функционирования водных экосистем. Основная роль в создании биолюминесцентного потенциала моря принадлежит планктонным организмам. В Черном море биолюминесцентный потенциал формируется 36 видами водорослей *Dinophyceae* родов *Neoceratium*, *Protopteridinium*, *Scrippsiella*, *Gonyaulacaceae*, *Noctilucaeae*, *Lingulodinium*, а также тремя видами гребневиков, несколькими видами копепод и двумя родами светящихся бактерий. Параметры биолюминесценции планктонтов могут служить чувствительным экспресс-индикатором степени их резистентности к воздействию поллютантов и экспрессивным показателем регионального загрязнения морской среды. В этой связи изу-

чение динамики параметров биолюминесценции и фоновых характеристик среды *in situ* актуально для экспрес-оценки функционирования водных экосистем.

Блоки 7, 8, 9. Позволят разработать и предложить практические рекомендации обеспечения экологической безопасности населения в рекреационной зоне Черного моря. Прогноз развития экосистемы прибрежной зоны моря, защита ее от неблагоприятных природных и антропогенных процессов являются важнейшими задачами при освоении побережья. Выполнение данной работы позволит реализовать комплексный подход к решению проблем использования прибрежных зон Крыма и наметить пути к развитию приоритетных направлений прибрежного менеджмента в РФ и приблизить их к международному уровню.

Предложенные приоритетные направления совершенствования организации морского природопользования в России, основанного на принципах интегрированного управления, определяют пути и направления вертикальной и горизонтальной интеграции на региональном и международном уровнях, реформирование общей государственной системы управления природными ресурсами и охраной окружающей среды с учетом реализации интеграционных систем регуляции использования ресурсов, экологического контроля, в целостной системе «контактная зона суша – море», создания эффективной системы аналитических исследований, прогнозирования и планирования.

Литература

Губанов В. И., Рябинин А. И., Симов В. Г. Проблемы балансовой оценки источников загрязнения Черного моря // Диагноз состояния экосистемы Черного моря и зоны сопряжения моря и суши: Сб. науч. тр. (НАН Укр. МГИ; под ред. чл.-корр. НАН Украины В. Н. Еремеева). Севастополь, 1997. С. 23–24.

Миронов О. Г. Бактериальная трансформация нефтяных углеводородов в прибрежной зоне моря // Морск. экол. журн. 2002. № 1, вып. 1. С. 56–66.

Морская санитарная гидробиология / Под общей ред. О. Г. Миронова (Ин-БЮМ НАН Украины). Севастополь, 1995. 102 с.

Плинт Н. Л. Концепция комплексного управления прибрежной зоной Санкт-Петербурга // Сб. науч. тр. СПб.: РГГМУ, 1998. С. 37–57.

Плинк Н. Л. Особенности методологии комплексного управления прибрежной зоной // Рациональное использование прибрежной зоны Северных морей: Материалы докл. 3-го Междунар. семинара. СПб.: РГГМУ, 1999. С. 8–21.

Рубцова С. И. Экологические аспекты интегрированного управления прибрежной зоной Крыма. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2013. 200 с.

Черн О. М., Виниченко В. Н., Хотулёва М. В. и др. Экологическая оценка и экологическая экспертиза / http://www.studmed.ru/cherp-om-vinichenkov-hotuleva-mv-molchanova-yap-dayman-syu-ekologicheskaya-ocenka-i-ekologicheskaya-ekspertiza_98871cfb78d.html.

Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis. United Nations publications Sales No. 97.III.B.15 IUN Plaza, New York, NY 10017 USA, 1997. 142 p.

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND ENVIRONMENTAL SAFETY IN THE CONTEXT OF THE INTEGRATED STUDY OF THE BLACK SEA CONDITION

S. I. Rubtsova

Institute of Natural and Technical Systems, Sevastopol

The paper deals with the analysis of the basic principles and the environmental assessment elements. The natural and anthropogenic factors leading to the changes of the Black Sea ecosystem were described in detail. It was shown that the Black Sea and its biota pollution was one of the most important issues the Russian Federation and there was a need in development of measures to ensure the marine environment protection against pollution, which was required by the principle of rational use of natural resources.

ОСОБЕННОСТИ ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ МАЛЫХ ОЗЕР ОСТРОВА ВАЛААМ

И. В. Семадени¹, Е. Ю. Воякина²

¹ *Российский гидрометеорологический университет*

² *Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр
экологической безопасности РАН*

В работе обсуждаются продукционно-деструкционные процессы малых озер о. Валаам. Были рассчитаны такие важные продукционные характеристики, как $A_{\text{орг}}$ и ΣA , определен трофический

статус озер. Показано, что чаще всего продукционные процессы идут в слое от поверхности до глубины одной прозрачности. Для всех озер о. Валаам были выявлены широкие диапазоны, как скорости фотосинтеза, так и показателей деструкции. Среднемноголетние значения $A_{\text{макс}}$ ($1,14 \pm 0,08$ мг O_2 /л·сут) и максимальной деструкции ($1,19 \pm 0,07$ мг O_2 /л·сут) для всех озер были высокими. По индексу трофического статуса (ИТС) озера относятся к мезотрофным с чертами эвтрофии. За период исследования соотношение продукции к деструкции (A/R) варьировало от 0,3 до 2,4.

Информация о продукционно-деструкционных процессах необходима для решения как теоретических, так и практических вопросов лимнологии. Измерения скорости фотосинтеза нужны для оценки биопродуктивности водоемов и для выяснения общих закономерностей биотической трансформации вещества и энергии в водных экосистемах. Количество органического вещества, синтезированного автотрофными организмами за единицу времени, называют первичной продукцией. Первичная продукция служит основанием трофической цепи во всех экосистемах, открытых для энергии солнечной радиации. На следующих за образованием первичной продукции ступенях биотического процесса новообразованные органические вещества водорослей трансформируются и аккумулируются в телах бактерий и животных организмов.

Таким образом, первичная продукция создает пищевую базу для всех населяющих водоем гетеротрофных организмов. Другая не менее важная сторона образования первичной продукции проявляется в том, что выделяемый при фотосинтезе молекулярный кислород служит источником пополнения его запаса в воде [Винберг, 1960].

Кроме того, данные по первичной продукции используют для оценки трофического статуса водоема, степени эвтрофикации и качества природных вод [Бульон, 1983, 1987, 1993, 1997]. Продукция фитопланктона естественно зависит от скорости фотосинтеза, которая определяется световыми и температурными условиями. С глубиной освещенность уменьшается и соответственно уменьшается и скорость фотосинтеза. Глубины, на которых наблюдается фотосинтез, определяются прозрачностью воды.

Скорость продуцирования органического вещества имеет свою специфику в водоемах гумидной зоны, к которым относятся и озера о. Валаам.

Наряду с первичной продукцией планктона энергетическую основу всех последующих звеньев в трофической цепи создают органические вещества, поступающие в водоем извне (аллохтонные органические вещества). Поэтому следует знать скорость не только фотосинтетических процессов (А), но и минерализации (деструкции) органического вещества планктоном (R). Как отмечают В. И. Романенко, Н. И. Богданов и многие другие авторы, величины деструкции в отличие от первичной продукции отражают суммарное участие в биологических процессах в водоемах автохтонных и аллохтонных органических веществ [Алимов, 1989].

Целью исследования было выявление особенностей продукционно-деструкционных процессов в двух малых разнотипных озерах о. Валаам (озера Германовское и Игуменское) за период 1999–2014 гг.

Валаамский архипелаг расположен в северной глубоководной зоне Ладожского озера, наименее подверженной влиянию вод притоков. На архипелаге расположено одиннадцать малых озер, в большинстве своем сохраняющих естественный режим функционирования. Работа проводилась на двух разнотипных озерах – Игуменском и Германовском.

Отбор проб производился один раз в месяц в период с июня по сентябрь на мониторинговых станциях в озерах о. Валаам. Первичная продукция определялась скляночным методом в кислородной модификации [Бульон, 1983; Методические рекомендации..., 1988]. Склянки емкостью 100 мл экспонировались в течение 24 ч на горизонтах от поверхности до дна в зависимости от прозрачности. В разных озерах могло быть от трех до семи горизонтов прозрачности.

Озеро Игуменское расположено в северо-западной части о. Валаам. Берега озера в большей степени сформированы отвесными скалами с участками бараньих лбов. Степень зарастания озера незначительна. Площадь озера – 0,02 км². Максимальная глубина 7,8 м. В оз. Игуменском летом наблюдается устойчивая термическая стратификация: поверхностные слои воды прогреваются до 28,0 °С, в

придонных слоях температура в течение года практически не меняется и остается 4,1–4,2 °С. В течение лета глубина эпилимниона постепенно увеличивается, слой температурного скачка формируется на глубине 2–3 м. Содержание кислорода в поверхностном слое в течение лета колеблется от 65 до 99 % насыщения. Вода гипolimниона бедна кислородом в течение всего периода открытой воды (5–35 %), часто наблюдаются заморные явления. В разные годы значения прозрачности варьировали от 0,9 до 2,8 м. Значения цветности в озере были невысокие и изменялись незначительно как в течение сезона, так и год от года (55–90 °Pt-Co). Значения электропроводности были низкими и сходны с таковыми в оз. Германовском (28–52 мк См/см), по значениям рН оз. Игуменское относится к нейтрально-щелочным водоемам (6,5–7,5).

Германовское озеро – полиацидный водоем, окруженный сильно заболоченным участком хвойного леса. Высшая водная растительность практически отсутствует, берега покрыты сфагнумом. Площадь озера – 0,010 км². Несмотря на небольшую глубину (максимальная глубина 3,5 м), озеро хорошо стратифицировано в течение всего летнего периода. В летний период температура поверхности воды варьировала от 8,8 до 27,4 °С, среднее значение было 18,6 °С. Хорошо прогрелся только слой в 1,5 м. Значения прозрачности воды низкие и варьировали от 0,3 до 1,4 (среднее значение – 0,7 м). Кислородный режим в озере неблагоприятный, в период максимального прогрева воды часто наблюдаются заморные явления. Очень высокие значения цветности были характерны для этого водоема (90–295 °Pt-Co). Значения электропроводности (32–42 мк См/см) и рН (4,0–5,7) здесь очень низкие и находятся в узком диапазоне. Для озер отмечено высокое содержание органического вещества.

Для исследованных озер о. Валаам были выявлены широкие диапазоны как скорости фотосинтеза (от 0,00 до 3,6 мг O₂/л·сут), так и показателей деструкции (от 0,0 до 3,2 мг O₂/л·сут). Среднемноголетние значения A_{макс} (1,14 ± 0,08 мг O₂/л·сут) и максимальной деструкции (1,19 ± 0,07 мг O₂/л·сут) для всех озер были высокими [Воякина, 2007, 2015].

Как и во всех валаамских озерах, в Игуменском и Германовском максимальные скорости фотосинтеза в большинстве случаев (90 %)

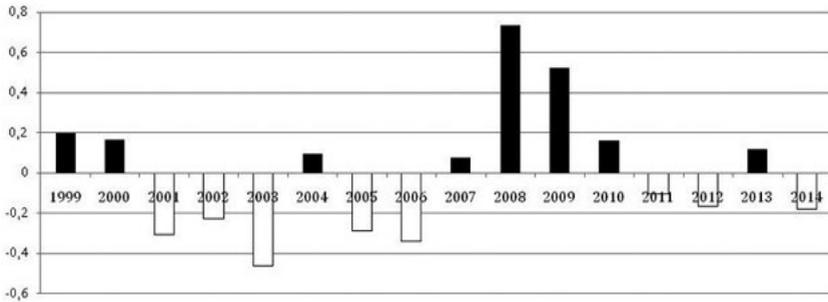
приходились на слой воды от поверхности до одной прозрачности, в то же время в ряде случаев фотосинтез прослеживался до дна. Интенсивнее всего процессы деструкции происходили в слое от поверхности до двух прозрачностей (84 %), что в большинстве исследованных озер соответствовало слою до 2 м [Воякина, 2015]. Несмотря на это, озера значительно различались как по средним значениям $A_{\text{опт}}$, так и по их диапазонам. Среднее значение $A_{\text{опт}}$ в оз. Германовском (0,46 мг O_2 /л·сут) практически вдвое было ниже, чем в оз. Игуменском (0,95 мг O_2 /л·сут).

По такому параметру, как интегральная продукция (ΣA), т. е. продукция под m^2 , различия в озерах не столь ярко выражены. Средне-многолетние значения этого параметра практически не отличались (0,27 мг O_2 /л·сут в оз. Германовском и 0,26 мг O_2 /л·сут в оз. Игуменском). Это связано с тем, что в рассматриваемых озерах складываются неблагоприятные условия для вегетации фитопланктона с увеличением глубины. В то же время различные факторы определяли глубину фотической зоны и столь низкую величину интегральной продукции. В оз. Игуменском это, в первую очередь, гидрологические особенности: значительный объем гипolimниона с температурой воды 4,0 °С, начиная с глубины 3 м. В полигумусном оз. Германовском небольшая глубина фотической зоны связана с высокой цветностью и низкой прозрачностью воды.

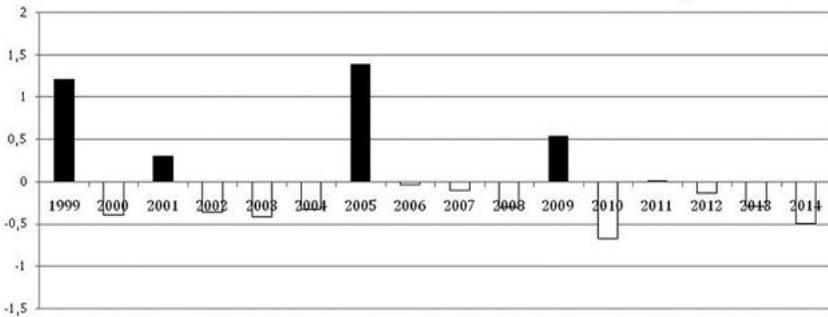
Важная характеристика биотического баланса – это соотношение продукционного и деструкционного процессов. Для этого был рассчитан коэффициент A/R , который показывает, насколько скорость фотосинтеза больше или меньше скорости деструкции. За период исследования соотношение продукции к деструкции (A/R) варьировало от 0,3 до 2,4.

Для обоих озер можно выделить годы, где продукционные процессы преобладали над деструкционными и наоборот (рис.). По средним за весь период исследования A/R было близко к 1: в оз. Игуменском значение A/R было 1,03, а в оз. Германовском – 0,97. Для озер был рассчитан индекс трофического статуса по значениям $A_{\text{опт}}$ (ИТС). По индексу трофического статуса данные озера относятся к мезотрофным с чертами эвтрофии.

Игуменское



Германовское



Отклонение от среднемноголетнего значения A/R в исследованных озерах о. Валаам

Несмотря на то что исследованные озера относятся к различным типам, продукционно-деструкционные процессы, идущие в них, сходны. Фотический слой, где формируются оптимальные условия для вегетации фитопланктона, в исследованных водоемах находится в узком диапазоне и приходится на слой от поверхности до глубины одной прозрачности. Поэтому и средние значения продукции под метром квадратным $\sum A$ в них были очень низкие и сходны между собой.

Кроме того, показано, что в период 1999–2014 гг. продукционно-деструкционные процессы в этих водоемах находились в сбалансированном состоянии, и продукционные процессы даже преобладали над деструкционными. Соотношение A/R было близко к 1.

Литература

Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 152 с.

Бульон В. В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.

Бульон В. В. Первичная продукция планктона и классификация озер // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Л.: Наука, 1987. С. 45–51.

Бульон В. В. Внеклеточная продукция фитопланктона и ее потребление гетеротрофными организмами // Изучение первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб., 1993. С. 41–46.

Бульон В. В. Закономерности первичной продукции планктона и их значение для контроля и прогнозирования трофического состояния водных экосистем // Биология внутренних вод. 1997. № 1. С. 13–22.

Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 329 с.

Воякина Е. Ю. Фитопланктон Валаамского архипелага и прилегающей акватории Ладожского озера: Дис. ... канд. биол. наук. СПб., 2007. 245 с.

Воякина Е. Ю. Особенности продукционных процессов в озерах о. Валаам // Тез. докл. 5-й Междунар. конф. памяти выдающегося гидробиолога чл.-корр. АН СССР, проф. Г. Г. Винберга «Функционирование и динамика водных экосистем в условиях климатических изменений и антропогенных воздействий» (Санкт-Петербург, 12–17 окт. 2015 г.). СПб., 2015. С. 307.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция. Л., 1988. 33 с.

FEATURES OF THE PRODUCTION AND DESTRUCTION PROCESSES IN SMALL LAKES OF THE VALAAM ISLAND

I. V. Semadeni¹, E. Yu. Voyakina²

¹ Russian Hydrometeorological University

² Saint-Petersburg Scientific Research Center of Ecological Safety RAS

The paper deals with the production and destruction processes in small Valaam lakes. Such important production characteristics as the A_{opt} and ΣA were calculated and the trophic status of Valaam lakes was determined. The maximal rate of photosynthesis was observed in the water layer including the water surface and the water found at the depth transparency 1 in most cases. It was shown that all the Valaam lakes had large ranges of both the photosynthesis rate and destruction indexes. All the lakes were characterized by high enough long-term average values of A_{max}

($1.14 \pm 0.08 \text{ mg O}^2/\text{l day}$) and maximum destruction values of $1.19 \pm 0.07 \text{ mg O}^2/\text{l day}$. The studied lakes belong to mesotrophic with eutrophic (ITS) features lakes. During the study period, the ratio of A/R in the lakes ranged from 0.3 to 2.4.

СВЯЗЬ СОДЕРЖАНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ С РАСХОДОМ ВОДЫ В ПРИТОКАХ МОЖАЙСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Д. И. Соколов

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

В работе анализируются материалы детальных наблюдений за содержанием органических веществ в воде основных притоков Можайского водохранилища в 1983/84 г. и 2012/13 г. Показана характерная для речных вод прямая связь между показателями содержания органических веществ (цветностью, окисляемостью воды) и расходом воды. Эта связь изменчива в течение года и не может быть эффективно аппроксимирована простой зависимостью. В половодье она имеет выраженную форму петли; цветность и окисляемость речных вод летних и осенних паводков, как правило, выше, чем в половодье.

Качество воды в водохранилищах во многом определяется качеством питающего их речного стока, весьма изменчивым в различные фазы гидрологического режима. При этом давно известно, что между гидрохимическим и водным режимом рек существует тесная связь [Алекин, 1970]. Например, хорошо изучены и могут быть достаточно эффективно параметризованы для конкретных водотоков обратные зависимости минерализации воды от расхода [Пуклаков, Пуклакова, 2013]. При регулировании водного режима водохранилищ наполняют их, как правило, в период весеннего половодья, когда минерализация речных вод минимальна.

Однако для таких важных показателей качества воды, как содержание органических, биогенных веществ, взвесей и др., характерна не обратная, а прямая связь с величиной расхода воды, так как имен-

но в фазы повышенного стока происходит наиболее интенсивный смыв этих веществ с водосбора. Эта связь изменчива в течение года и остается малоизученной.

Показатели содержания органических веществ (ОВ) – цветность и окисляемость воды были и остаются приоритетными при мониторинге качества воды в системе водоснабжения г. Москвы. Объектами настоящего исследования связи содержания ОВ с расходом воды выбраны притоки головного водоема Москворецкого источника водоснабжения г. Москвы – Можайского водохранилища ($55^{\circ}35'$ с. ш., $35^{\circ}50'$ в. д.).

Наиболее полные и достоверные полевые наблюдения на Можайском водохранилище и его водосборе проводились по программам «Балансовый год», осуществленным трижды за историю существования водохранилища: в 1968/69 водохозяйственном году (объем годового притока $\Sigma ПР = 257$ млн м^3 , коэффициент водообмена $K_B = 1,7$ год $^{-1}$) [Комплексные исследования..., 1979], в 1983/84 г. ($\Sigma ПР = 263$ млн м^3 , $K_B = 1,4$ год $^{-1}$) и с участием автора в 2012/13 г. ($\Sigma ПР = 360$ млн м^3 , $K_B = 1,8$ год $^{-1}$) [Соколов, 2013].

Особенностью этих годовых циклов детальных комплексных балансовых исследований являлся учащенный отбор проб речных вод в трех основных притоках водохранилища, дающих более 83 % притока воды в него: р. Москве (д. Барсуки), р. Лусьянке (д. Черняки) и р. Колочи (в 1968/69 и 1983/84 гг. – у плотины Колочского водохранилища, из которого осуществляется перекачка в Можайское, а в 2012/13 г. – также на самой реке у д. Бородино). В половодье пробы отбирали ежедневно или через день, в межень – несколько раз в месяц. Всего в 1968/69 г. обработано более 250 проб речной воды, в 1983/84 г. – более 480 проб, в 2012/13 г. автором – более 100 проб. В настоящей работе анализируются материалы второго и третьего циклов.

Пробы обрабатывали в химической лаборатории Красновидовской учебно-научной базы географического факультета МГУ. Определяли следующие косвенные показатели содержания ОВ: бихроматную окисляемость (БО) арбитражным методом [Унифицированные методы..., 1973] в модификации А. П. Остапени [Оста-

пеня, 1965], перманганатную окисляемость (ПО) методом Кубеля в кислой среде [Муравьев, 2004], цветность воды (ЦВ) визуальнo по платиново-кобальтовой шкале. При расхождении результатов соседних определений, превышающем точность методики, анализ производился в 2–3 повторностях.

Достаточно высокая точность определений БО, ПО, ЦВ, а также эффективность использования этих косвенных показателей содержания ОВ при оценке качества воды подтверждается наличием тесной связи между ними и параллельно определявшимся содержанием в воде органического углерода $C_{орг}$ в 57 пробах воды, отобранных в ходе исследований 2012/13 г. [Соколов, 2015].

Прямая связь между объемом речного стока и содержанием в нем ОВ хорошо прослеживается на рис. 1 (колебания водности, цветности и окисляемости воды рек Москвы, Лусьянки и Колочи принципиально схожи). Однако также из этого рисунка видно, что при максимальных расходах воды весеннего половодья, во много раз превосходящих расходы летне-осенних паводков, речные воды характеризуются несколько меньшей цветностью и окисляемостью, чем в паводки.

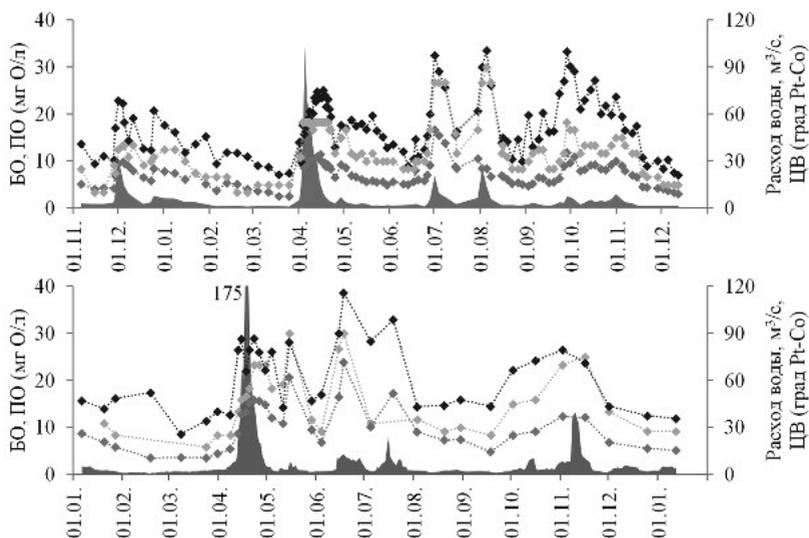


Рис. 1. Расходы воды (■), ЦВ (◆), ПО (◻), БО (◊) р. Москвы в створе д. Барсуки в 1983/84 г. (сверху) и в 2012/13 г. (снизу)

Так, в половодье 1984 г. при максимальных расходах воды р. Москвы 103 м³/с и р. Лусьянки 17,5 м³/с величина ЦВ речных вод не превышала 50–55 град Pt-Co, ПО – 10 мг О/л, БО – 23–25 мг О/л. При этом на пике паводка в начале июля значения ЦВ, ПО, БО речных вод достигали 80 град Pt-Co, во время паводка в начале августа – 90 град Pt-Co; значения ПО достигали в эти периоды 17–19 мг О/л, БО – 32–35 мг О/л. Среднесуточные величины расходов воды р. Москвы во время этих паводков не превышали 20–25 %, а р. Лусьянки – 30–43 % от максимальных расходов половодья.

Максимальные расходы воды весеннего половодья в более многоводном 2012 г. составили на р. Москве 175 м³/с, на р. Лусьянке – 30 м³/с, на р. Колочи – 62 м³/с. Речные воды периода половодья характеризовались значениями ЦВ 40–70 град Pt-Co, ПО до 15–16 мг О/л, БО до 30 мг О/л. Во время небольшого дождевого паводка в первой половине мая значения показателей содержания ОВ достигали соответственно 80–90 град Pt-Co, 19–21 и 25–28 мг О/л. Измерениями во время паводка в середине июня зафиксированы значения ЦВ более 90 град Pt-Co, ПО более 23 мг О/л и БО около 40 мг О/л. Окисляемость вод июльского паводка достигала 17 мг О/л ПО и 33 мг О/л БО. Паводок в середине ноября характеризовался значениями ЦВ до 75 град Pt-Co, ПО до 12 мг О/л, БО до 26 мг О/л. При этом паводки 2012 г. были в среднем ниже, чем в 1984 г.; их расходы воды составляли 5–30 % от максимальных расходов половодья.

Графики связей БО, ПО, ЦВ с величиной расхода воды для периода половодья имеют форму петли (рис. 2). Резкое повышение цветности и окисляемости воды на подъеме половодья сменяется затем более плавными изменениями в диапазоне, который может не превышать 5 град Pt-Co и 3–4 мг О/л (при значительных колебаниях расхода воды); максимальное содержание ОВ достигается, как правило, на спаде волны половодья.

Для периода летне-осенней межени 2012/13 г., нарушаемой паводками (июнь – октябрь), получены квазилинейные связи БО, ПО, ЦВ с расходами воды (рис. 3), характеризующиеся значимыми коэффициентами корреляции ($r = 0,98–0,99$ для ЦВ, $r = 0,96–0,99$ для ПО, $r = 0,69–0,86$ для БО при длине ряда $n = 10$).

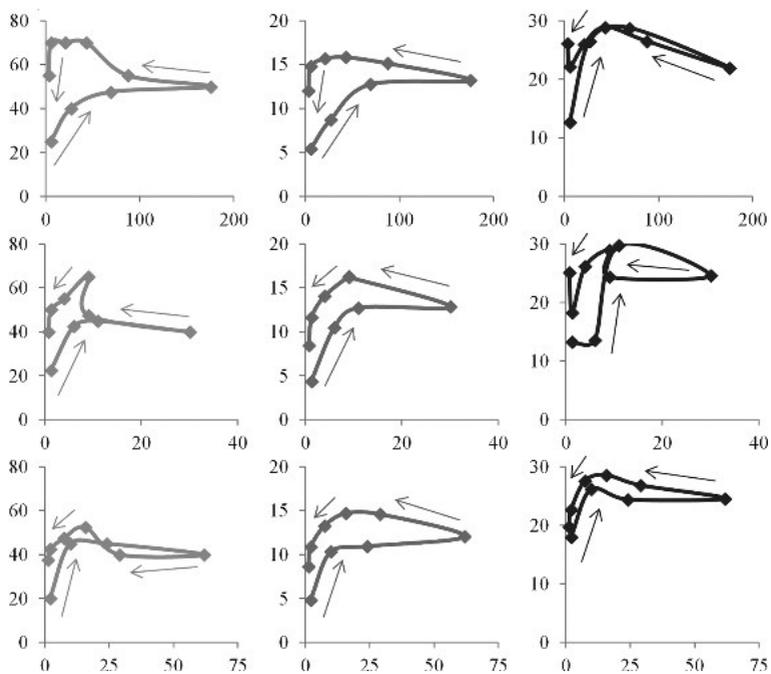


Рис. 2. Связь ЦВ, град Pt-Co (♦), ПО, мг О/л (♦), БО, мг О/л (♦) (вертикальные оси) с расходом воды, м³/с (горизонтальные оси) р. Москвы (верхний ряд), р. Лусянки (средний ряд) и р. Колочи (нижний ряд) в половодье 2012 г.

Однако данные более частых наблюдений в летне-осенний период 1984 г. (рис. 3, нижний ряд) могут свидетельствовать о наличии нелинейной петлеобразной связи между показателями содержания ОВ и величиной расхода воды при прохождении на реках дождевых паводков, подобной той, что характерна для весеннего половодья.

Наиболее тесная зависимость от расхода воды установлена для цветности воды, обусловленной в первую очередь наличием истинно растворенных и коллоидных гумусовых соединений, поступающих с водосбора, и перманганатной окисляемости, которая в природных водах по имеющимся представлениям также в значительной степени зависит от содержания в воде гуминовых и фульвокислот [Скопинцев, 1950]. Наименьшей достоверностью характеризуется

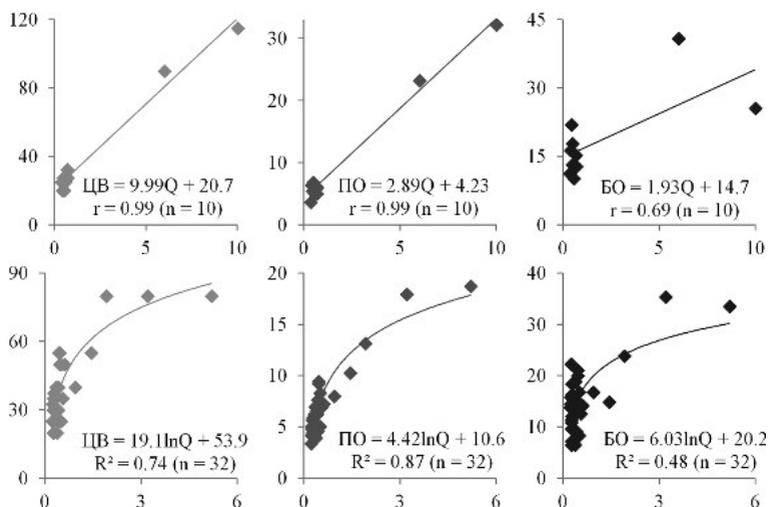


Рис. 3. Связь ЦВ, град Pt–Co (♦), ПО, мг О/л (♦), БО, мг О/л (♦) (вертикальные оси) с расходом воды, м³/с (горизонтальные оси) р. Лусянки в июне – октябре 2012 г. (верхний ряд) и в июне – сентябре 1984 г. (нижний ряд)

связь с расходом воды величины бихроматной окисляемости, по которой принято судить о суммарном содержании ОВ, включая автохтонное.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 16-35-00199 мол_а).

Литература

- Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
- Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 3. Можайское водохранилище. М.: МГУ, 1979. 400 с.
- Муравьев А. Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. 3-е изд. СПб.: Крисмас+, 2004. 248 с.
- Остапеня А. П. Полнота окисления органического вещества водных беспозвоночных методом бихроматного окисления // Докл. АН БССР. 1965. Т. 9, вып. 4. С. 273–276.
- Пуклаков В. В., Пуклакова Н. Г. Связь минерализации с расходом воды в реках Верхне-Волжского бассейна // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. Междунар. науч.-практ. конф. (Пермь, 28–30 мая 2013 г.). Т. 2. Пермь, 2013. С. 151–155.

Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах [водный гумус] / Тр. Гос. океанограф. ин-та. 1950. Вып. 17 [29]. 290 с.

Соколов Д. И. Изменение окисляемости и цветности воды под влиянием водохранилища // Вестн. Моск. ун-та, сер. 5 География. 2013. № 6. С. 9–15.

Соколов Д. И. Содержание органических веществ в Можайском водохранилище в летний период // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод: Материалы науч. конф. (Ростов-на-Дону, 8–10 сент. 2015 г.). Т. 2. Ростов-н/Д, 2015. С. 54–58.

Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю. Ю. Лурье. Изд. 2-е. М.: Химия, 1973. 376 с.

RELATION BETWEEN ORGANIC MATTER CONTENT AND WATER DISCHARGE IN TRIBUTARIES OF THE MOZHAYSK RESERVOIR

D. I. Sokolov

Lomonosov Moscow State University

The paper analyzes the data of detailed observations of the organic content in the water of the Mozhaysk Reservoir main tributaries in years 1983/84 and 2012/13. The paper shows a direct relation between the indices of organic matter content (water color and oxidizability) and water discharge typical of river waters. The relation changes throughout the year and cannot be effectively approximated by a simple correlation. During the floods it has a loop outline; normally, river waters color and oxidizability in summer and autumn high water periods are characterized by higher values than during the spring floods.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ПРОТЕКАНИЕ ПРОЦЕССА СУЛЬФАТ-РЕДУКЦИИ (ПО РАСПРЕДЕЛЕНИЮ СОЕДИНЕНИЙ СЕРЫ) В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛОГО ОЗЕРА СВЯТОГО (КОНОШСКИЙ РАЙОН АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ)

К. В. Титова, Н. М. Кокрятская, Т. А. Панова

*Федеральный исследовательский центр
комплексного изучения Арктики РАН, г. Архангельск*

В работе представлены результаты исследований состояния пресноводного оз. Святого (Коношский район Архангельской области) на

основании данных по распределению соединений серы в донных отложениях для выявления участков воздействия хозяйственно-бытовой деятельности населения на водоем и тенденций по его изменению.

Донные отложения являются неотъемлемой частью водоема, находятся в постоянном взаимодействии с водной толщей; в них накапливаются и трансформируются различные элементы, которые при изменении условий в водоеме могут выступать источниками вторичного загрязнения.

Изучение содержания ряда элементов в донных отложениях весьма важно не только для выяснения внутриводоемных процессов, но и для решения практических вопросов, таких как выявление участков антропогенного воздействия на водоем.

Сера является одним из распространенных элементов в земной коре и в гидросфере. Источниками ее соединений служат поверхностный сток и подземные воды, поступающие как в ходе естественных природных процессов, так и в результате антропогенной нагрузки. Наиболее термодинамически устойчивой формой серы являются сульфаты. Хотя концентрации сульфатов в пресных водоемах могут быть низкими, круговорот серы как в пространстве, так и во времени сильно влияет на многие биогеохимические процессы [Holmer, Storkholm, 2001]. Часто водоемы подвергаются антропогенному воздействию, которое не ограничивается только увеличением содержания сульфатов в воде и ее подкислением. В ряде случаев наблюдается комбинированное загрязнение водоемов сернистыми соединениями и органическими веществами, а также азотом и фосфором, что приводит к активизации цепочки биологических процессов, приводящих к эвтрофированию водоемов, а также образованию в больших количествах сероводорода за счет активизации деятельности сульфатредуцирующих бактерий (СРБ) в возникших анаэробных условиях [Глобальный..., 1983]. Образование сероводорода, за исключением процессов гниения, является результатом протекания сульфатредукции, в основе которой лежит окислительно-восстановительная реакция окисления органических веществ СРБ за счет сопряженного восстановления сульфатов [Иванов, 1979]. Основными лимитирующи-

ми факторами развития СРБ в пресных водоемах являются наличие сульфатов, низкомолекулярных органических соединений, нейтральные значения рН, а также восстановительные условия среды [Волков, 1984; Намсараев и др., 1995]. Объектами исследования, отвечающими подобным условиям, могут выступать малые озера, которые в основной своей массе остаются малоизученными.

Целью данной работы являлось изучение особенностей протекания сульфатредукции в малом пресном оз. Святом (Коношский район Архангельской области) и выявление влияния хозяйственно-бытовой деятельности населения на экологическое состояние водоема на основании данных распределения серы в донных отложениях.

Озеро Святое – наиболее крупное в Ротковецкой системе. Длина его достигает 4,30 км, дно его неоднородное – при средней глубине водоема 3,6 м его центральная часть глубоководна (здесь отмечен максимум глубин 16 м), а северная – мелководна (рис.). Береговая линия сильно изрезана. Приток вод в водоем осуществляется через несколько ручьев, впадающих в южную и центральную части озера. Из водоема вытекает р. Святица. Воды озера относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы, морфометрические и гидрохимические характеристики представлены в [Кокрятская и др., 2012].

По его берегам располагаются существующие или в настоящее время заброшенные деревни Поздеевская, Мокеевская и др. На севере водоема находится населенный пункт Климовская, объединяющий еще несколько деревень. До недавних пор в Климовской функционировал маслозавод.



Схема расположения станций отбора проб на оз. Святом

Донные осадки были отобраны согласно требованиям [ГОСТ, 1980] в глубоководной части озера (станция Sv) и северной его части, куда поступали воды маслозавода (станция Smz) в период его функционирования и спустя несколько лет после его остановки. Послойное разделение отобранных ударной трубкой осадков производилось в зависимости от их визуальных литологических отличий, поверхностный горизонт отобран мощностью 5 см.

Как известно, в течение вегетационного сезона экологические условия в водоемах меняются – для рассматриваемого в работе димиктического оз. Святого меженные периоды – зимний (март) и летний (июль) – характеризуются стагнацией воды, исчерпанием кислорода в гипolimнионе и накоплением восстановленных продуктов. В донных отложениях создаются анаэробные условия (для мелководной станции возможны аэробно-анаэробные), в которых СРБ могут активизировать свою деятельность.

В результате протекания процесса сульфатредукции образуется ряд соединений восстановленной серы: продукты трансформации бактериального сероводорода, куда входят кислоторастворимые сульфиды (S^{2-}), элементная (S^0) и пиритная сера ($S_{\text{пирит}}$), также сера в составе органических соединений ($S_{\text{орг}}$) [Остроумов, 1953]. Помимо распределения содержания указанных форм серы в работе будет также оценено количество сульфатов в жидкой и твердой фазе донных отложений. Анализ проводился по методике [Волков, Жабина, 1980].

Работы по изучению сульфатредукции в донных отложениях оз. Святого были начаты ранее, результаты этих исследований представлены в ряде публикаций [Кокрятская и др., 2012; Титова, Кокрятская, 2013, 2014]. Данные по влажности, визуальному описанию отобранных ранее донных отложений и содержанию органического углерода опубликованы в [Титова, Кокрятская, 2014].

Было установлено, что анаэробный процесс сульфатредукции протекает в донных отложениях оз. Святого, начиная с их поверхностных горизонтов (до 10 см), что характерно для отложений большинства пресноводных водоемов [Urban et al., 1994; Намсараев и др., 1995; Li et al., 1996; Holmer, Storkholm, 2011]. Однако более явно он выражен в толще осадков (глубина более 25 см). Для донных

отложений обеих станций оз. Святого характерны сходные тенденции в распределении соединений серы. Данные ранее проведенных микробиологических исследований донных отложений этого водоема [Кокрятская и др., 2012] свидетельствуют о наличии максимума численности сульфатредуцирующих бактерий и интенсивности сульфатредукции в поверхностных горизонтах осадков с последующим затуханием процесса и активизацией его вновь в горизонтах отложений ниже 25 см – интенсивность 3,75 мг S/ (дм³ сутки) [Кокрятская, 2012], при среднем значении этого параметра 2,05 мг S/ (дм³ сутки) [Забелина и др., 2012].

Активизация восстановления сульфатов микроорганизмами в верхних слоях осадков при прочих равных условиях предположительно связана с наличием в них доступного органического вещества, поступающего в результате отмирания водной растительности, водорослей и микроорганизмов, и созданием микроаэрофильных условий, благоприятных для жизнедеятельности сульфатредуцирующих бактерий, а развитие процесса в нижних горизонтах обусловлено поступлением сульфатов с подземными водами. На этот факт указывают большие количества этих ионов в иловых водах донных осадков, превышающих содержание в водной толще в среднем в 50 раз. Причем максимальные концентрации сульфатов определены именно в лежащих ниже 25 см горизонтах осадков. Таким образом, контролирующими факторами протекания сульфатредукции в донных отложениях оз. Святого выступают, прежде всего, содержание сульфатов в иловой воде осадков и наличие поступающих из водной толщи органических веществ [Титова, Кокрятская, 2014].

Среднее содержание соединений восстановленной серы ($\Sigma\text{SH}_2\text{S}$) в донных отложениях глубоководной станции оз. Святого (Sv), отобранных во время функционирования маслозавода, составляло 0,21 % (здесь и далее в расчете на сухое вещество осадка). Остаточное количество сульфатов (жидкой и твердой фазы осадков) – 0,07 % (при среднем количестве для всех отобранных отложений этой станции в 0,12 %). Количество органического углерода ($\text{C}_{\text{орг}}$) насчитывало 9,45 % (91,04 % от общего содержания углерода). Наибольшее количество восстановленной серы характерно для зимнего

периода (март) – $\sum\text{SH}_2\text{S}$ 0,32 %; содержание органического углерода в поверхностном горизонте было 8,39 %, количество сульфатов – 0,14 %. В летний период (июль) количества соединений серы сокращаются более чем в 3 раза, составляя всего 0,10 %, для сульфатов также отмечены минимальные значения – 0,01 %. В это же время наблюдается поступление органического вещества ($C_{\text{орг}}$ 10,50 %) и, судя по значению показателя C/N, равному 14,58, вклад аллохтонной составляющей также увеличивается. На мелководной станции озера Smz среднее значение соединений восстановленной серы 0,36 %, причем наибольший вклад в это значение вносят количества образовавшейся серы в зимний период – 0,51 % относительно летних концентраций – 0,22 %. Количество сульфатов в зимний период превышает их содержание летом в 4 раза и составляет 0,24 %. Органического вещества в донных отложениях этой же станции в оба периода было примерно одинаковое количество – около 9,60 %, доля его содержания от общего количества углерода была на 5 % больше в летний период (89,81 %), чем в зимний.

После прекращения деятельности маслозавода содержание соединений восстановленной серы в осадках для станции Smz заметно сокращается – в среднем в 1,7 раза, а для зимнего периода – в 2,4 раза. При этом в 5,3 раза снизилось количество сульфатов, а органического вещества, напротив, немного увеличилось, до 10,50 в среднем. Для глубоководной станции Sv количества $\sum\text{SH}_2\text{S}$ в зимний период также снизились, но почти в 3 раза, и составили 0,13 %, летом этот показатель снизился в 2 раза до 0,05 %. Сульфатов в оба сезона было немного в поверхностных горизонтах осадков 0,03 (март) и 0,08 % (июль), содержание органического углерода снизилось до 7,12 и 8,55 % (соответственно).

Содержание сульфидных форм серы (кислоторастворимых сульфидов и пирита) в донных отложениях мелководной станции Smz были изначально небольшими и еще несколько снизилось после прекращения работы маслозавода с 0,04 до 0,01–0,02 %.

При сравнении в разные годы содержания органической составляющей соединений восстановленной серы в поверхностном слое отложений станции Smz, которые могут образовываться в резуль-

тате взаимодействия продуктов минерализации органического вещества с элементарной серой (концентрация последней не превышает 0,01 % в осадках за все время наблюдений), так и поступать в результате отмирания растительности или с поверхностным стоком, можно отметить, что ее содержание уменьшается, а также снижается доля ее от общего количества $\sum SH_2S$ с 89 до 72 (март) и с 71 до 65 % (июль). Если учесть, что концентрации элементарной серы для этой станции не превышают 0,01 % в осадках за все время наблюдений, то второй путь поступления $S_{\text{орг}}$ очевидно, предпочтителен. Следовательно, поступление вод с функционировавшего маслозавода приводило к дополнительному вносу органических соединений, в том числе органических соединений серы, или из-за увеличения количеств биогенных элементов к росту растительности в озере на этом относительно неглубоком участке.

Таким образом, после прекращения деятельности маслозавода на берегу оз. Святого снизилось содержание соединений восстановленной серы в донных отложениях, в основном, за счет уменьшения количеств органических соединений серы. Для того чтобы сделать однозначный вывод и проследить тенденцию, исследования на данном озере необходимо продолжить и подтвердить сделанные выводы на большем количестве образцов.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект мол_a № 16-35-00025), ФНИИР 041020140026.

Литература

- Волков И. И.* Геохимия серы в осадках океана. М.: Наука, 1984. 272 с.
- Волков И. И., Жабина Н. Н.* Методы определения различных соединений серы в морских осадках // Химический анализ морских осадков. М.: Наука, 1980. С. 5–27.
- Глобальный биогеохимический цикл серы и влияние на него деятельности человека / Под ред. акад. Г. К. Скрябина.* М.: Наука, 1983. 424 с.
- ГОСТ 17.1.5.01-80.* Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. Введен 1982-01-01. Переиздан 2002-08-01. М.: Изд-во стандартов СССР, 1980. 5 с.
- Забелина С. А., Кокрятская Н. М., Широкова Л. С. и др.* Анаэробные процессы деструкции органического вещества в озерах Архангельской

области // Материалы всерос. симпоз. с междунар. участием «Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах» (Петрозаводск, 10–14 сент. 2012 г.). Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2012. С. 193–196.

Иванов М. В. Геохимическая деятельность сульфатредуцирующих бактерий // Химия океана. Геохимия донных осадков. Т. 2. М.: Наука, 1979. С. 327–339.

Кокрятская Н. М., Забелина С. А., Саввичев А. С. и др. Сезонные биогеохимические и микробиологические исследования малых озер таежной зоны Северо-Запада России (Архангельская область) // Водные ресурсы. 2012. Т. 39, № 1. С. 78–91.

Намсараев Б. Б., Дулов Л. Е., Земская Т. И., Карабанов Е. Б. Геохимическая деятельность сульфатредуцирующих бактерий в донных осадках озера Байкал // Микробиология. 1995. Т. 64, № 3. С. 405–410.

Остроумов Э. А. О формах соединений серы в отложениях Черного моря // Тр. Ин-та океанологии АН СССР. 1953. Т. 7. С. 70–90.

Титова К. В., Кокрятская Н. М. Соединения серы в воде и донных осадков малых озер юго-запада Архангельской области // Вестн. Моск. гос. обл. ун-та. 2013. № 2. С. 101–105.

Титова К. В., Кокрятская Н. М. Сульфатредукция в донных отложениях озера Святое (юг Архангельской области) // Вестн. Иркутского гос. техн. ун-та. 2014. № 1 (84). С. 52–56.

Holmer M., Storkholm P. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review // Freshwater Biology. 2001. V. 46, Issue 4. P. 431–451.

Li J. H., Takii S., Kotakemori R., Hayashi H. Sulfate reduction in profundal sediments in Lake Kizaki, Japan // Hydrobiologia. 1996. V. 33. P. 201–208.

Urban N. R., Brezonik P. L., Baker L. A., Sherman L. A. Sulfate reduction and diffusion in sediments of Little Rock Lake, Wisconsin // Limnol. Oceanogr. 1994. V. 39 (4). P. 797–815.

**ASSESSMENT OF HOUSEHOLD EFFECT ON THE FLOW
OF SULFATE (DISTRIBUTION OF SULFUR COMPOUNDS)
PROCESS FOUND IN BOTTOM SEDIMENTS OF A SMALL LAKE
SVYATOE (KONOSHA DISTRICT, ARKHANGELSK REGION)**

K. V. Titova, N. M. Kokryatskaya, T. A. Panova

The paper deals with the results of the investigations of the freshwater lake Svyatoe's condition (Konosha district of Arkhangelsk region) using the data on the distribution of sulfur compounds in the lake sediments in order to identify areas of exposure of the population household activities into the pond and its changing trends.

ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ МАЛЫХ РЕК САНКТ-ПЕТЕРБУРГА И ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ БИОГЕННЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Е. С. Урусова, Е. О. Козырева, Е. Козлов

Российский государственный гидрометеорологический университет

Работа посвящена вопросам достоверной оценки загрязненности малых рек биогенными веществами. Рассматриваются особенности обработки данных гидрохимических наблюдений, полученные на малых реках. Показано, что при недостаточности данных наблюдений за гидрохимическим режимом малых рек необходимо более тщательно подходить к анализу исходных данных для обеспечения достоверных оценок загрязненности рек. В частности, необходимо проводить проверку исходных рядов наблюдений на стационарность, однородность и наличие выбросов.

В настоящее время проблема загрязнения и истощения водных ресурсов является одной из наиболее важных глобальных проблем в мире. По данным ООН не менее 100 стран мира сталкиваются с нехваткой пресной воды, а 31 государство стоит перед угрозой серьезного водного кризиса. Для Российской Федерации более актуальными являются вопросы качества питьевой воды. В целом по России до 20 % проб воды не отвечают требованиям стандарта. В последние десятилетия одной из наиболее актуальных проблем состояния водных ресурсов становится биогенное загрязнение водных объектов и их эвтрофирование. Особенно сильно загрязняются малые, и даже средние реки, находящиеся в промышленных и густонаселенных районах [Контроль качества..., 1988; Зуева и др., 2007]. На территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области располагается большое количество малых рек естественного происхождения. Большинство из них протекают по территории городов в пределах промышленных, селитебных и сельскохозяйственных территорий, что приводит к их существенному загрязнению.

Исследования по определению антропогенной нагрузки на водные объекты во многом опираются на данные гидрохимических наблюдений. В большинстве случаев для характеристики экологического состояния рек и водоемов используются среднегодовые концентрации содержащихся в воде веществ. В частности, по этим данным обычно рассчитывается годовой сток содержащихся в воде веществ, поступающих в реки и водоемы [Урусова, 2015]. Существующие в настоящее время методы оценки загрязненности рек не всегда учитывают основные особенности гидрохимических наблюдений. Из исходных рядов не исключаются экстремальные значения концентраций [Шелутко, 2002]. Кроме того, при оценке загрязненности малых рек необходимо принимать во внимание частую недостаточность данных мониторинговых наблюдений. Это связано, прежде всего, с категориями постов мониторинга на таких реках. Таким образом, для достоверной оценки загрязненности малых рек биогенными веществами необходимо не только производить расчет среднегодовых концентраций, но и производить детальный первичный анализ имеющихся исходных данных.

Таким образом, целью работы является оценка загрязненности малых рек Санкт-Петербурга и Ленинградской области биогенными веществами с учетом особенностей исходных рядов наблюдений.

В работе рассматривались данные о концентрациях различных форм азота и фосфора, а также показателей БПК₅ и ХПК, полученные в результате проведения государственного и производственного мониторинга на реках Охта, Лубья, Ижора, Селезневка, Волхов и Оредеж.

На основе методов преобразования исходных данных и их наглядного представления был произведен анализ рассматриваемых процессов по имеющимся рядам наблюдений, выявлены особенности данных. На этапе предварительного анализа была произведена оценка числовых характеристик методом моментов. А именно были рассчитаны числовые характеристики для всех рядов гидрохимических наблюдений по всем исследуемым показателям: математическое ожидание, среднее квадратическое отклонение, коэффициенты вариации и асимметрии. В результате было выявлено, что большин-

ство рядов наблюдений обладают достаточно ярко выраженной положительной асимметрией и высокой вариативностью. Далее производилась оценка однородности данных по каждому ряду наблюдений. Например, для р. Селезневки выявлено, что ряды наблюдений по нитратному, нитритному и аммонийному азоту, растворенному кислороду и углекислому газу являются однородными, а по фосфатам – неоднородными. А для р. Охты 6 из 17 исследуемых рядов оказались неоднородными. Кроме того, были построены графики временной изменчивости измеренных значений концентраций для каждого ряда наблюдений и проведены оценки значимости тренда. Так, например, для р. Охты 4 ряда наблюдений из исследуемых 14 оказались нестационарными. Хочется отметить, что практически все неоднородные ряды оказались нестационарными. В результате оценка однородности и стационарности показала, что больше половины исследуемых рядов отражают реальную картину загрязненности рек в условиях повышенной антропогенной нагрузки. Неоднородные и нестационарные ряды, по-видимому, отражают режим загрязнения рек в условиях воздействия неблагоприятных факторов (аварийных сбросов предприятий, неблагоприятных гидрометеоусловиях). Такие ряды целесообразно проверять на наличие так называемых «выбросов».

Для выявления выбросов в поле клетчатки вероятности с умеренной асимметричностью были построены эмпирические кривые обеспеченности измеренных значений концентраций рассматриваемых веществ. Выбор оптимального закона распределения производился с помощью пакета *Stokstat*. Почти на каждом графике кривых обеспеченности имеются так называемые отскакивающие точки, т. е. эмпирические точки, выходящие в критическую область кривой обеспеченности. Значения измеренных концентраций, соответствующие этим точкам, принимались за выбросы. Правильность такого предположения проверялась с помощью критерия Диксона.

Дальнейшие расчеты осредненных значений концентраций биогенных веществ в водах исследуемых рек проводились без учета выбросов. Оценка пространственной и временной динамики

загрязненности проводилась с учетом выявленных особенностей исходных рядов наблюдений.

В результате проведенного исследования было выявлено, что:

1. Для большинства исследуемых рек Санкт-Петербурга и Ленинградской области характерна недостаточная обеспеченность данными гидрохимических наблюдений. Этот фактор необходимо учитывать при обработке данных и оценке загрязненности рек.

2. Оценка основных числовых характеристик исследуемых рядов измеренных концентраций показала высокую вариативность значений и ярко выраженную степень положительной асимметрии.

3. Проверка рядов на однородность и стационарность показала, что более половины всех исследуемых рядов стационарны и однородны, а значит отражают реальную картину загрязненности рек биогенными веществами в условиях высокой антропогенной нагрузки.

4. В большинстве исследованных рядов наблюдений выявлены выбросы. Выявленные значения выбросов целесообразно исключать из исходных рядов при дальнейших расчетах. Исследование причин возникновения выбросов представляется весьма интересной задачей, требующей отдельного рассмотрения.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-00382 мол_а.

Литература

Зуева Н. В., Гальцова В. В., Дмитриев В. В., Степанова А. Б. Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек Запада Ленинградской области // Вестн. СПбГУ, сер. 7 Геология, География. 2007. Вып. 4. С. 60–71.

Контроль качества поверхностных вод / Под ред. В. Г. Орлова. Л.: ЛПИ, 1988. 140 с.

Урусова Е. С. Оценка загрязненности реки Охта в пределах Санкт-Петербурга на основе применения интегральных кривых // Общество. Среда. Развитие (науч.-теоретич. журн.). 2015. № 4 (37). С. 171–175.

Шелутко В. А. Оценка экстремальных уровней загрязнения речной сети урбанизированных территорий // Вопросы прикладной экологии. Сб. науч. тр. СПб.: РГТМУ, 2002. С. 15–23.

NUTRIENT POLLUTION OF SMALL RIVERS IN SAINT-PETERSBURG AND THE LENINGRAD REGION

E. S. Urusova, E. O. Kozyreva, E. Kozlov

Russian State Hydrometeorological University

The work deals with the matters of reliable estimation of nutrient pollution of small rivers. The paper considers the features of hydrochemical data processing. In order to estimate the river pollution in the right way, the data on the hydrochemical regime of small rivers should be analyzed carefully. The verification of the data series on stationary and homogeneity of the river runoff as well as the presence of pollutants in river water should be performed.

ВОПРОСЫ ПРИМЕНЕНИЯ МЕТОДИКИ КОМПЛЕКСНОГО УЧЕТА ОСОБЕННОСТЕЙ ГИДРОХИМИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ РЕК

Е. С. Урусова, В. А. Шелутко, А. Ю. Жигало

Российский государственный гидрометеорологический университет

В работе рассматривается комплексная методика учета водности и неэквидистентности при расчете среднегодовых значений концентраций содержащихся в воде веществ. Показана степень влияния неучета этих особенностей в расчетах на результаты оценки среднегодовых концентраций и объемов стока биогенных веществ в реках Северо-Запада.

В настоящее время при оценке качества воды в водотоках используются данные первичных наблюдений за концентрациями содержащихся в воде веществ [Алексеев и др., 2011]. При этом базовой характеристикой содержания конкретного вещества в воде, на основе которой ведутся дальнейшие расчеты, является среднегодовая концентрация. Так, на основе среднегодовой концентрации чаще всего оценивают пространственную и временную динамику загрязненности реки, оценивают объем стока по методике, изложенной в РД 52.24.643-2002, оценивают УКИЗВ и так далее [РД 52.24.643–2002, 2003; Экология..., 2009]. Таким образом, можно

сделать вывод, что достоверная оценка среднегодовой концентрации существенным образом влияет на качество дальнейших оценок и расчетов и выводов, полученных на ее основе.

В проведенных ранее исследованиях было показано, что исходные ряды измеренных значений концентраций содержащихся в воде веществ, в частности биогенных элементов, не соответствуют основным теоретическим положениям, которые лежат в основе методик оценки различных гидрохимических показателей [Шелутко и др., 2010; Урусова и др., 2012]. В связи с этим представляется необходимой разработка и апробация новой комплексной методики оценки среднегодовых концентраций, учитывающей основные особенности гидрохимических рядов наблюдений.

Исходя из этого, целью исследования является оценка влияния неучета особенностей гидрохимической информации на результаты оценки загрязненности рек.

В качестве исходных данных в работе использованы результаты гидрохимических наблюдений за содержанием биогенных веществ в водах рек Северо-Запада России. Данные представлены Северо-Западным УГМС.

В настоящее время основным способом определения среднегодовой концентрации является расчет среднеарифметического значения по измеренным за год величинам концентраций [РД 52.24.643–2002, 2003; Экология..., 2009; Алексеев и др., 2011], т. е. данная формула расчета не учитывает водность реки в период взятия пробы воды. Однако действительные значения средних суточных расходов только в течение одного года могут отличаться почти в 50 раз. Таким образом, способность реки транспортировать содержащиеся в воде вещества своими водами в течение года меняется в десятки и в сотни раз [Шикломанов, 1989]. В диссертационной работе Е. С. Смышковой [2010] была разработана и апробирована отдельная методика учета неэквидистентности исходных рядов гидрохимических наблюдений. В результате был получен алгоритм последовательности вычислений для оценки среднегодовой концентрации.

При этом крайне важно проводить анализ измеренных последовательностей концентраций на наличие в них так называемых «вы-

бросов» [Смыжова, 2010; Шелутко и др., 2010; Урусова и др., 2012]. Необходимо отметить, что методику выявления выбросов в рядах гидрохимических наблюдений необходимо использовать при первичном анализе исходных данных, по которым в дальнейшем рассчитываются среднегодовые значения.

Одной из главных задач, решение которой необходимо для более достоверной оценки среднегодовых значений концентраций содержащихся в воде веществ, является стыковка различных методов учета особенностей геоэкологической информации и создание на этой основе комплексной методики более достоверной оценки концентраций и объемов годового стока биогенных элементов.

Для этого было необходимо решить задачу стыковки двух алгоритмов, каждый из которых был направлен на решение частной задачи: первый – учет водности в период взятия проб на химический анализ, второй – учет неэквидистентности рядов наблюдений.

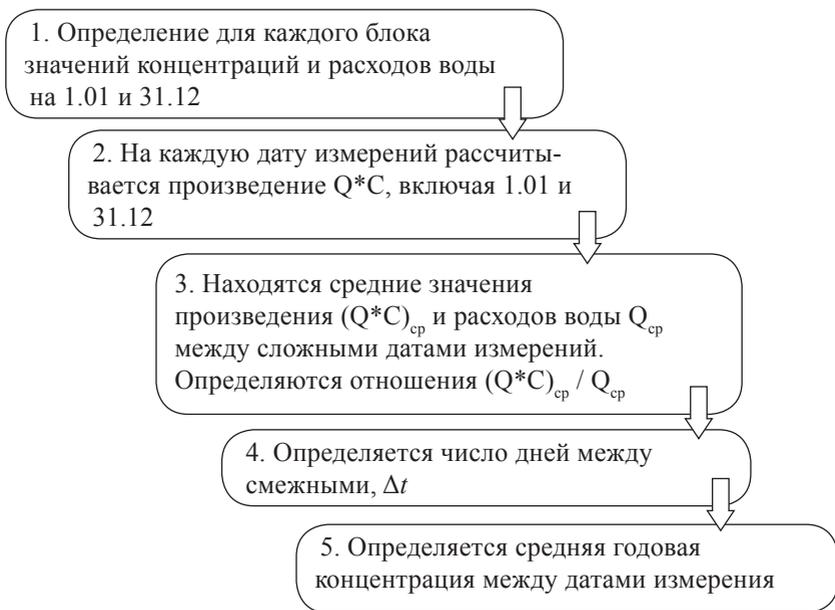
Задача оказалась достаточно сложной. В конечном итоге был выбран более правильный путь, заключающийся вначале в учете водности, а затем уже по ряду полученных значений производился учет неэквидистентности. Блок-схема последовательности вычислений для стыковки этих двух алгоритмов представлена на рис.

На основе изложенного алгоритма расчетов, комплексно учитывающих основные особенности исходной информации, по всем рассматриваемым рядам были рассчитаны средние годовые концентрации и сопоставлены с результатами расчетов общепринятым методом, не учитывающим эти особенности. При этом естественно за более точные реперные значения принимались данные, учитывающие эти особенности. Отклонения от реперных значений принимались в качестве погрешностей за счет неучета особенностей исходных данных.

В результате исследования были получены следующие выводы:

– Неучет особенностей гидрохимической информации в геоэкологических расчетах может привести к серьезным погрешностям, достигающим в среднем 20 %, максимум 100 и более процентов.

– Отрицательные значения погрешностей преобладают над положительными, т. е. большинство значений среднегодовых концентраций уменьшается при расчете по комплексной методике.



Блок-схема последовательности вычислений при оценке среднегодовых значений концентраций по комплексной методике учета особенностей гидрохимической информации

– При этом числовые характеристики рядов среднегодовых концентраций, полученных с учетом и без учета особенностей исходных рядов, в основном различаются незначительно, как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения.

– Методика оценки среднегодовой концентрации существенно сказывается на результатах оценки пространственной и временной динамики концентраций и объемов стока биогенов по длине р. Великой. При учете водности и неэквидистентности графики имеют зачастую более сглаженный вид с менее выраженными экстремумами.

– Для уменьшения погрешностей расчетов средних годовых концентраций и получения более объективной оценки об их изменениях во времени необходимо использовать предлагаемый метод комплексного учета особенностей гидрохимической информации.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта №16-35-00382 мол_а.

Литература

Алексеев Д. К., Гальцова В. В., Дмитриев В. В. Экологический мониторинг: современное состояние, подходы и методы. СПб.: РГГМУ, 2011. 302 с.

РД 52.24.643–2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям: Методические указания. Введ. 2004-01-01. СПб.: Гидрометеоздат, 2003. 35 с.

Смыжова Е. С. Оценка стока биогенных веществ с учетом особенностей гидрохимической информации (на примере реки Великой): Дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2010. 153 с.

Урусова Е. С., Шелутко В. А., Ващенко Е. А. Оценка экстремальных уровней загрязнения речных вод // Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон, ЭКОГИДРОМЕТ: Материалы VI Междунар. конф. СПб.: РГГМУ, 2012. С. 157–158.

Шелутко В. А., Смыжова Е. С., Колесникова Е. В. Теория и практика оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим данным // Экология и гидрометеорология больших городов и промышленных зон (Россия – Мексика). Т. 2: Мониторинг окружающей среды. СПб.: РГГМУ, 2010. С. 84–105.

Шикломанов И. А. Влияние хозяйственной деятельности на речной сток. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 330 с.

Экология и гидрометеорология больших городов и промышленных зон (Россия – Мексика). Т. 1: Анализ окружающей среды / Под ред. В. А. Шелутко и др. СПб.: РГГМУ, 2009. 179 с.

ISSUES OF USING METHODIC OF INTEGRATING HYDROCHEMICAL DATA FEATURES FOR ESTIMATION OF RIVER POLLUTION

E. S. Urusova, V. A. Shelutko, A. Yu. Zhigalo

Russian State Hydrometeorological University

The paper deals with the integrating methodic of using the water flow and non-equidistance for the accounting of annual concentrations of various substances in rivers. The result of ignoring these features at the estimation of annual concentrations and nutrients flow in the rivers of North-West Russia was shown.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОДНО-СОЛЕВОГО БАЛАНСА БОЛЬШОГО ЯШАЛТИНСКОГО ОЗЕРА

А. В. Фролов, Т. Ю. Выручалкина, С. Г. Саркисян

Институт водных проблем РАН

Впервые приводятся морфо- и батиметрические зависимости Большого Яшалтинского озера и батиметрическая карта, полученные в результате обработки данных экспедиционных исследований. Предложен метод моделирования водного баланса и солености вод Озера, основанный на применении метода географической аналогии и алгоритма построения стохастического векторного авторегрессионного процесса. Получены 1000-летние реализации смоделированных рядов составляющих водного баланса и колебаний солености с месячной дискретностью.

Большое Яшалтинское озеро относится к гипергалинным озерам. Соленость воды в нем может достигать примерно 450 ‰. Б. Яшалтинское озеро (далее – Озеро) находится в Республике Калмыкия, входит в число наиболее крупных озер в пределах Кумо-Манычской впадины. Озеро имеет значительный рекреационно-лечебный и хозяйственный потенциал. Однако из-за разбора поверхностного притока на сельскохозяйственные цели к 2014 г. Озеро практически пересохло. Его восстановление возможно было только при подаче воды из отдаленного источника. В гидрологическом отношении Озеро мало изучено, никаких систематических данных наблюдений о составляющих его водного баланса не существует. Поэтому для определения необходимого объема притока воды в Озеро нам предстояло решить задачу моделирования основных составляющих водного баланса – поверхностного притока, осадков и испарения, отвечающих естественному гидрологическому режиму Озера.

Соляные озера составляют значительную часть общего числа озер на Земле. В монографии [Егоров, Космаков, 2010] приводятся данные, что из 253 крупнейших озер мира с площадью водного зеркала 500 км² и более к соленым относятся 64. Почти все крупные

соляные озера, расположенные в аридных и семиаридных районах, находятся под сильным техногенным воздействием. В настоящее время многие из них «умирают», что сопровождается целым рядом негативных последствий – как природных, так и социально-экономических. Наблюдений за водным балансом таких озер – притоком пресных вод, испарением, осадками – очень мало.

Существующие сведения о морфометрии и батиметрии Озера также имели неполный характер, например, батиметрические наблюдения были единичными, поэтому форма чаши водоема была практически неизвестна. Более подробная информация о морфо- и батиметрических характеристиках Озера была получена при проведении наших экспедиционных исследований весной 2014 г. Координаты точек наблюдений определялись с помощью навигатора GARMIN eTrex30. Точки определения координат располагались, по возможности, относительно равномерно. Дополнительно были привлечены карты окружающей местности масштаба 1 : 25 000. В результате обработки полученных данных впервые была построена батиметрическая карта Озера (рис. 1, а). Площадь водного зеркала при наблюдавшейся во время съемки максимальной глубине Озера 1 м оказалось равной 38 км². Зависимости площади зеркала и объема чаши Озера от уровня воды, построенные по данным наблюдений, приведены на рис. 1, б–в.

Значение Озера – экономическое, экологическое – зависит от того, насколько солевой режим будет благоприятным для образования лечебных илово-сульфидных грязей и разведения аквакультур. Соли поступают в Озеро посредством вымывания дождевыми, талыми и грунтовыми водами морских солевых грунтовых отложений. Соленость вод Озера обычно имеет сильно выраженный сезонный ход. Весенний половодный приток в Озеро распресняет озерную воду, летом сильное испарение в сочетании с малым поступлением пресной воды в Озеро (вызванным в основном атмосферными осадками) приводит к увеличению солености. По данным [Бамбеева и др., 2009], весной 2003 г. соленость была 223 г/л, летом она увеличилась до 441 г/л; многолетние вариации солености оцениваются диапазоном от 78 до 447 ‰. Согласно нашим измерениям, в фев-

рале 2014 г. соленость равнялась 242 ‰. По морфометрическим характеристикам Озера (см. рис. 1, б–в) и измерениям солености, полученным в феврале – апреле 2014 г., построена зависимость солености вод Озера от его наполнения (рис. 2).

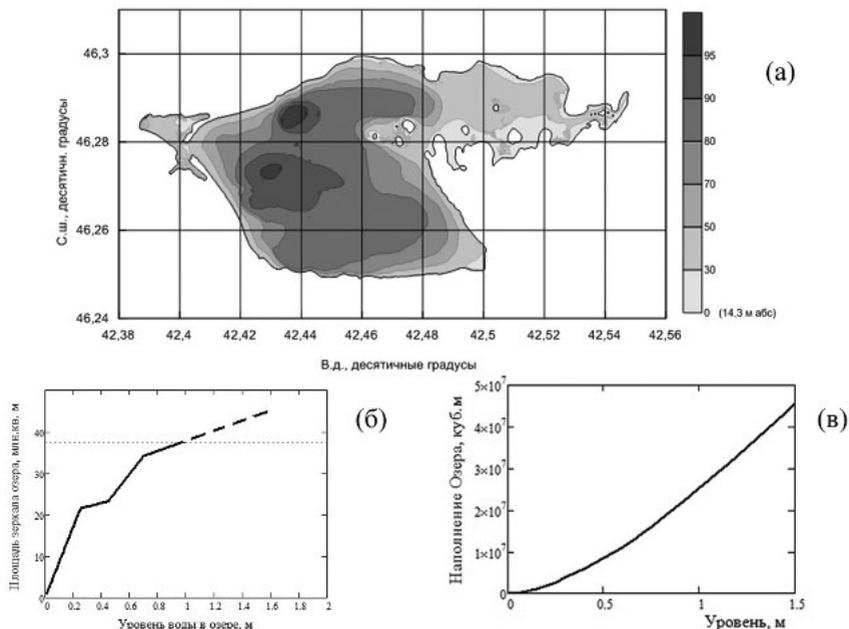


Рис. 1. Батиметрическая карта Большого Яшалтинского озера (а), глубины указаны в см; кусочно-линейная аппроксимация зависимости площади зеркала Озера от уровня (б) и объема чаши Озера от площади зеркала Озера (в)

Пунктир – экстраполяция зависимости (б) за пределы имеющихся натуральных данных

Данных прямых измерений испарения с зеркала Озера в научных публикациях нами не было обнаружено. Поэтому использовалась информация по водоемам-аналогам, находящимся в схожих природных условиях, в частности, водный баланс залива Кара-Бога-Гол Каспийского моря. Соленость рапы Кара-Богаз-Гола достигала 270 г/л и более, что близко к условиям Озера. По данным [Мирина, 1960], испарение с поверхности Кара-Богаз-Гола составляет около 800 мм/год. Согласно [Great..., 1980], минерализация воды

в Большом Соленом озере меняется в зависимости от объема воды в нем от 137 до 300 ‰. Испарение с поверхности Озера около 1300 мм/год, осадки равны примерно 250 мм/год.

Зависимость испарения от солености и температуры воды исследовалась в [Бобров, 1960; Буйневич, Буйневич, 1963; Панин, Брезгунов, 2007] (рис. 3.).

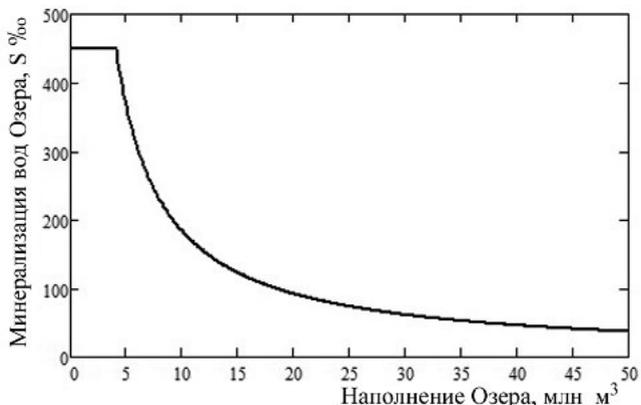


Рис. 2. Соленость вод Большого Яшалтинского озера как функция наполнения Озера

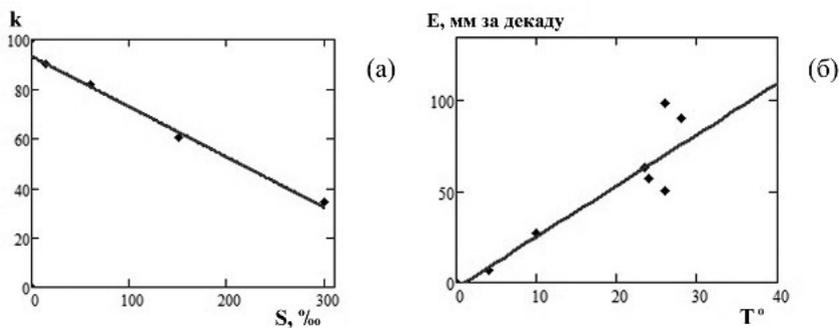


Рис. 3. Влияние солености и температуры воды на испарение:

а – зависимость коэффициента испарения k (отношения испарения с поверхности соленой воды к испарению пресной воды) от солености S ‰ [Бобров, 1960]; б – зависимость испарения E с поверхности рапы (соленостью более 270 ‰) залива Кара-Богаз-Гол от температуры рапы T °C [Буйневич, Буйневич, 1963. Точки – экспериментальные данные, линии – линейные аппроксимации зависимостей

Увеличение солености ведет к уменьшению испарения, повышение температуры воды увеличивает испарение и наоборот. Это обстоятельство было нами учтено при моделировании месячных величин испарения с поверхности Озера.

Для стохастического моделирования испарения использовались ряды наблюдений за температурой воздуха и атмосферными осадками по г. Элисте как наиболее репрезентативного, по совокупности наблюдений, пункта. Предполагалось, что эти данные отражают с достаточной точностью климатические и погодные условия для района Озера. Поскольку испарение определяется в существенной мере соответствующим поступлением тепла, внутригодовой ход испарения может рассматриваться, в первом приближении, как линейная функция среднемесячных температур воздуха. Вариации других факторов, влияющих на испарение (дефицита влажности, скорости ветра и т. д.), учитываются в виде некоторых поправочных коэффициентов либо же допускается, что влияние этих факторов на суммарное месячное испарение является незначительным. Такой подход к оценке испарения с поверхности Озера является, безусловно, приблизительным и требующим уточнения при дальнейших исследованиях. При моделировании составляющих водного баланса Озера – испарения, осадков и притока – использовались средние (математические ожидания), дисперсии, коэффициенты авто- и взаимной корреляции. Каждая составляющая водного баланса рассматривалась как 12-компонентный стохастический вектор с заданными средними, дисперсиями и коэффициентами авто- и взаимной корреляции. Для моделирования применен алгоритм, изложенный в [Фролов и др., 2014].

Слабая выраженность трендов в колебаниях температуры и осадков позволяет, в первом приближении, считать ряды наблюдений удовлетворяющими условиям стационарности и применить алгоритм стохастического моделирования. Внутригодовой ход среднесезонных величин испарения, вычисленных по смоделированным 1000 годовых реализаций, приведен на рис. 4, а. В весенние месяцы испарение увеличивается из-за повышения температуры воздуха и распреснения озерных вод половодным притоком, в осенний период уменьшение испарения вызывается уменьшением температу-

ры воздуха и увеличением солености вод Озера. Моделирование испарения (рис. 4, а) и осадков (рис. 4, б) на поверхность Озера проводилось с учетом стохастических взаимосвязей между температурой и осадками по г. Элисте, характеризующихся корреляционной матрицей размерностью 24×24 , образованной ковариациями между 24-ю компонентами – месячными значениями температуры и осадков.

Приток в Озеро в естественном режиме проходит, главным образом, в период весеннего половодья в течение 30–50, иногда – около 10 дней. Послеполоводный период характеризуется очень малым стоком или вообще полным его отсутствием. Небольшой приток происходит осенью, вследствие выпадения дождей. Принятый сценарий естественного притока к Озеру приведен на рис. 4, в.

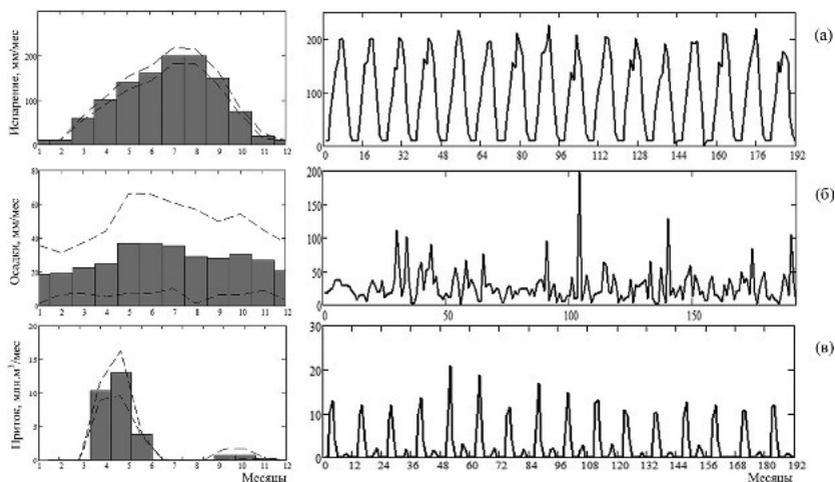


Рис. 4. Среднегодовые месячные величины Большого Яшалтинского озера – слева (столбики; пунктир – стандартные отклонения); справа – фрагмент смоделированного многолетнего ряда месячных величин:

а – испарение, б – осадки, в – приток, в условно-естественном режиме

Сезонные и многолетние колебания солености вод Озера рассчитывались в зависимости от его наполнения (см. рис. 1), которое определялось по уравнению водного баланса водоема, используя смоделированные ряды притока в Озеро и разность между рядами осадков

и испарения (эффективное испарение), с учетом морфометрических и батиметрических характеристик Озера (см. рис. 1, б–в). На рис. 5 приведен фрагмент смоделированного ряда величин солености вод, который показывает, что в многоводные годы – начиная с 4-го года и по 10-й – колебания солености происходят в относительно небольшом диапазоне, примерно от 50 до 150 ‰. Маловодье приводит к существенному увеличению максимальной солености, примерно 350–380 ‰. Сравнение с немногими имеющимися натурными данными показывает, что модель удовлетворительно воспроизводит колебания солености вод Озера.

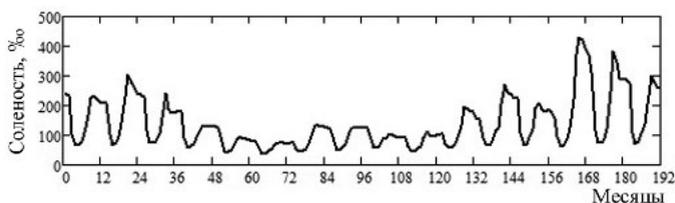


Рис. 5. Фрагмент смоделированного ряда величин солености воды Большого Яшалтинского озера

Таким образом, применение метода географической аналогии в сочетании со стохастическим моделированием векторного авторегрессионного процесса (в данном случае имеющего 24 статистически связанные компоненты) позволило смоделировать водный баланс и колебания солености Большого Яшалтинского озера. Разработанная модель формирования солености воды в Озере позволяет определить режим подачи воды в водоем для поддержания оптимальной солености.

Литература

Бамбеева В. И., Бакташева Н. М., Дедова Э. Б. Комплексная характеристика биоценоза гипергалинного водоема Калмыкии // Вестн. Моск. гос. обл. ун-та, сер. Естественные науки. 2009. № 3. С. 20–24.

Бобров С. Б. Испарение морской воды в зависимости от солености // Тр. Ин-та океанологии. 1960. Т. 37. С. 161–163.

Буйневич Д. В., Буйневич Н. А. Испарение с поверхности залива Кара-Богаз-Гол // Метеорология и гидрология. 1963. Т. 95, вып. 5. С. 459–460.

Егоров А. Н., Космаков И. В. География и природопользование соленых озер. М.: Наука, Новосибирск, 2010. 183 с.

Миронова Н. Я. Водный баланс залива Кара-Бопаз-Гол // Тр. Ин-та океанологии. 1960. Т. 37. С. 110–122.

Панин Г. Н., Брезгунов В. С. О влиянии солености воды на ее испарение // Изв. РАН. Физика атмосферы и океана. 2007. Т. 43, № 5. С. 718–720.

Фролов А. В., Выручалкина Т. Ю., Соломонова И. В. Моделирование негауссова векторного процесса в приложении к гидрологии // Водные ресурсы. 2014. Т. 41, № 6. С. 559–564.

Great Salt Lake. A Scientific, Historical and Economic Overview / Ed. by J. Wallace Gwinn / Utah department of natural resources. Bulletin 116. 1980. 400 p.

MODELING OF THE BOLSHOE YASHALCHINSKOE LAKE'S WATER-SALT BALANCE

A. V. Frolov, T. Y. Vyruchalkina, S. G. Sarkisyan

Northern Water Problems Institute KarRC of RAS

The paper presents new morphometric and bathymetric characteristics of the B. Yashaltinskoe Lake. A joint approach of geographical similarity and stochastic algorithm was applied for modeling of the Lake water-salt balance.

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА ОЗЕРА СУТУРУОХА (БАССЕЙН РЕКИ ИНДИГИРКИ, ВОСТОЧНАЯ СИБИРЬ)

Л. А. Фролова¹, Г. Р. Нигаматзянова¹,

Л. А. Пестрякова², Д. А. Субетто^{3,4}

¹ *Казанский федеральный университет*

² *Северо-Восточный федеральный университет*

им. М. К. Аммосова, Якутск

³ *Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН*

⁴ *Российский государственный педагогический университет*

им. А. И. Герцена

Выполнено исследование зоопланктонного сообщества оз. Сутуруоха (бассейн р. Индигирки, Восточная Сибирь). В составе современного сообщества зоопланктона летом 2015 г. отмечено 53 таксона гидробионтов. Оценено видовое разнообразие, количе-

ственные характеристики зоопланктона, приводится зоогеографическая и хорологическая структура зоопланктонного сообщества. Даны результаты оценки качества воды с использованием различных методов, оценивается современное состояние зоопланктонного сообщества.

Озеро Сутуруоха расположено на севере Якутии в бассейне р. Индигирки, в пределах Абыйской (Среднеиндигирской) низменности, на границе лесотундры и зоны северной тайги. Координаты географического центра озера: 69°09' с. ш., 145°23' в. д. Оно является одним из крупнейших водоемов данного района, площадь акватории оз. Сутуруоха – 69 км², площадь водосбора – 960 км². Котловина озера имеет простое строение, характерные глубины – около 2,0–2,5 м, максимальные глубины достигают 3,5 м.

Фактический материал для оценки зоопланктонного сообщества собран с разнотипных биотопов оз. Сутуруоха в августе 2015 г. Отбор зоопланктонных проб производился малой сетью Апштейна (диаметр сети 25 см, размер ячеек 70 мк) процеживанием 100 л воды и фиксацией в 4%-м формальдегиде. Обработка проб производилась по стандартным гидробиологическим методикам [Жадин, 1960; Константинов, 1986].

Согласно полученным результатам, зоопланктонные сообщества оз. Сутуруоха отличаются относительно богатым (для северных регионов) видовым составом, нами зафиксировано 47 видов (53 таксона) представителей зоопланктона. Видовое разнообразие составляют в основном коловратки (тип Rotifera) – 25 видов (31 таксон) из 12 семейств; среди представителей группы Cladocera (кл. Branchiopoda, тип Arthropoda) обнаружено 11 видов из 5 семейств, из подкл. Sorepoda (кл. Maxillopoda, тип Arthropoda) нами определены 10 видов (11 таксонов) из 4 семейств: 7 видов отр. Cyclopoidea и по 2 вида отр. Calanoida и Harpacticoida. **Наиболее богато в видовом отношении представлены семейства Brachionidae (тип Rotifera) – 8 видов и Cyclopidae (подкл. Sorepoda) – 7 видов.** Из подотд. Cladocera можно отметить семейства Daphniidae и Chydoridae – по 4 вида.

Максимальные частоты встречаемости характерны для неполовозрелых стадий развития веслоногих ракообразных (87,5 %) и

коловраток *Brachionus angularis* (Gosse 1851), *Collotheca pelagica* (Rousselet 1893), *Kellicotia longispina* (Kellicot 1879) (по 75,0 %) и для ветвистоусого рачка *Daphnia middendorffiana* (Fischer 1851). Представители холодолюбивых веслоногих ракообразных *Heterocope saliens* (Lilljeborg 1862) и *Leptodiptomus angustilobus* (Light 1938) встречены более чем в 50,5 % всех образцов.

Численность зоопланктона обуславливается коловратками (среднее значение численности коловраток $26,91 \pm 7,98$ тыс. экз./м³) в основном благодаря *C. pelagica* (среднее значение численности 18,21 тыс. экз./м³). Средние значения численности видов *Sopropoda* и *Cladocera* ниже: $7,64 \pm 2,46$ тыс. экз./м³ и $0,44 \pm 0,11$ тыс. экз./м³, соответственно. Значения численности зоопланктона по точкам отбора варьируют от 2,24 тыс. экз./м³ (образец 15-Su-02) до 117,5 тыс. экз./м³ (образец 15-Su-01), в среднем составив $35,13 \pm 9,16$ тыс. экз./м³. Из ветвистоусых ракообразных безусловным доминантом можно назвать *D. middendorffiana*. Вид типичен для высокоширотных озер и полигональных водоемов, имеет узко очерченный ареал, часто встречается во временных мелководных, безрыбных озерах [Vega, Clause, 2000]. *D. middendorffiana* – эвритермный вид, но имеет оптимальный тепловой диапазон процесса дыхания приблизительно на 5 °C ниже, чем в среднем представители рода *Daphnia* [Yurista, 1999].

Определение биомассы зоопланктона проводилось с использованием таблиц реконструированных весов Е. В. Балускиной [1979]. Биомасса зоопланктона варьировала значительно: от 0,69 мг/м³ (образец 15-Su-12) до 943,40 мг/м³ (образец 15-Su-09), составив в среднем $295,21 \pm 72,92$ мг/м³ (высокие значения ошибки средней указывают на сильные различия между показателями биомассы в образцах). Крупные ветвистоусые ракообразные *Bythotrephes crassicaudis* (Lilljeborg 1890) (404,00 мг/м³), *D. middendorffiana* (212,83 мг/м³ – средние показатели биомассы рачка в образцах) обуславливали высокие значения биомассы, в среднем $189,23 \pm 48,53$ мг/м³. Общая средняя биомасса таксонов группы *Sopropoda* составила в среднем $108,34 \pm 32,84$ мг/м³, коловраток – $4,99 \pm 1,30$ мг/м³.

На основе количественных показателей нами были рассчитаны индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера [1949] и индексы са-

пробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека [1973] и по методу Зелинке и Марвана [1961]. Согласно полученным значениям индекса Шеннона-Уивера на основе численности зоопланктона, качество вод озера по видовому разнообразию оценивается как пограничное между чистыми и умеренно загрязненными водоемами. Значение индекса изменяется в пределах от 3,9 до 1,46, составив в среднем 2,57. По индексам видового разнообразия, рассчитанным на основе биомассы зоопланктона, относительно большее количество биотопов водоема характеризуется как умеренно загрязненные, среднее значение индекса составило 1,88 (min 0,96, max 2,8).

При расчетах индексов сапробности водоема на основе индикаторных организмов в модификации Сладечека получены результаты, сходные полученным по индексам видового разнообразия. Значения индексов варьировали 1,19 (олигосапробная зона) до 2,01 (β -мезосапробная зона), в среднем составив 1,47. Индекс сапробности, рассчитанный по методу Зелинке и Марвана, учитывающий сапробные валентности видов, выявил, что в озере преобладают β -мезосапробные условия с отклонением в олигосапробную зону (9 станций), 7 относятся к олигосапробным участкам с отклонением в β -мезосапробную зону.

По зоогеографическому распространению в зоопланктоне преобладают виды-космополиты, их 53,0 % (25 видов) (в основном благодаря многочисленным коловраткам, представленным в большом количестве в литоральной зоне водоемов), видов с палеарктическим и голарктическим распространением меньше – 27,7 % (13 видов) и 9 % (19,2 вида), соответственно. Виды с относительно высокими количественными показателями относятся к представителям Голарктической подобласти, а именно *K. longispina* из коловраток, а также *Leptodiptomus angustilobus* (Light 1938) и виды р. *Cyclops* из веслоногих ракообразных.

По хорологической структуре преобладают в зоопланктоне литоральные виды – 44,0 % (22 вида) (коловратки р. *Lecane*, *Notholca*, *Trichothria*, ветвистоусые ракообразные р. *Alona*, представители отр. *Naupacticoida*), в равных соотношениях встречены пелагические и эвритопные виды – по 28 % (14 видов).

Интересна находка веслоного ракообразного *Leptodiatomus angustilobus* (Light 1938), обладающего узким голарктическим ареалом обитания (вдоль северной части азиатской части РФ, США и Северо-Западная Аляска) и являющегося представителем чистых прозрачных водоемов с низкой температурой воды [Боруцкий и др., 1991]. Еще одним представителем крайнего севера Голарктики является *D. middendorffiana* [Определитель..., 2010]. Данный вид характерен для небольших олиготрофных и слегка подкисленных водоемов [Tiberti, 2011]. По берегам водоема были отмечены массовые скопления эфиппальных выбросов Cladocera, сформированные в первую очередь эфиппиями ветвистоусого рачка *D. middendorffiana*.

Таким образом, несмотря на суровые климатические условия, в короткий вегетационный сезон за счет массового развития крупных форм в составе зоопланктона в оз. Сутуруоха формируется хорошо развитый зоопланктонный комплекс. Зоопланктонное сообщество представляет собой значимое и в достаточной степени развитое звено пищевой цепи экосистемы озера, обеспечивая благоприятные условия для массового нагула молоди рыб, планктоноядных видов рыб и видов со смешанным питанием, таких как пелядь, чир, хариус и др.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (проекты 15-05-04442 А и 15-45-05063 р_восток_а).

Литература

Балушкина Е. В. Зависимость между массой и длиной тела у планктонных животных // Общие основы изучения водных экосистем. Л.: Наука, 1979. С. 169–172.

Боруцкий Е. В., Степанова Л. А., Кос М. С. Определитель Calanoida пресных вод. Л.: Наука, 1991. 503 с.

Жадин В. И. Методы гидробиологического исследования. М.: Высшая школа, 1960. 191 с.

Константинов А. С. Общая гидробиология: Учебное пособие для студентов спец. вуз. М.: Высш. шк., 1986. 472 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. В. Р. Алексеева, С. Я. Цалолихина. М.: Т-во научных изданий, 2010. 495 с.

Shannon C. The Mathematical Theory of Communication. Urbana: Univ. of Illinois Press, 1949. 117 p.

Sládeček V. System of water quality from biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergebnisse der Limnologie. 1973. Bd. 7. 218 p.

Tiberti I. Morphology and ecology of *Daphnia middendorffiana*, Fisher 1851 (Crustacea, Daphniidae) from four new populations in the Alps // J. Limnol. 2011. 70 (2) P. 239–247.

Vega M. P., Clause A. Morphometry and Cyclomorphosis in *Daphnia middendorffiana* from a Fishless Pond of the Southern Andes // Journal of Freshwater Ecology. 2000. 15 (3). P. 329–338.

Yurista P. M. Temperature-dependent energy budget of an Arctic Cladoceran, *Daphnia middendorffiana* // Freshwater Biology. 1999. 42 (1). P. 21–34.

Zelinka M. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheitfließender Gewässer // Arch. Hydrobiol. 1961. Bd. 57, N 3. P. 71–81.

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF ZOOPLANKTON COMMUNITY OF LAKE SUTURUOKH (INDIGIRKA RIVER BASIN, EASTERN SIBERIA)

L. A. Frolova¹, G. R. Nigamatzyanova¹, L. A. Pestryakova², D. A. Subetto^{3,4}

¹ *Kazan (Volga region) Federal University*

² *North-Eastern Federal University in Yakutsk*

³ *Northern Water Problems Institute KarRC of RAS*

⁴ *Herzen University*

The articles deals with the results of the zooplankton taxonomic composition and population densities in the lake Suturuokha (Indigirka river basin, Eastern Siberia) study. On the whole, 53 taxa including rotifers, cladocerans and copepods were identified. The qualitative and quantitative characteristics of the zooplankton, its spatio-temporal distribution and community structure as well as the water quality were assessed.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ БИОМАСС ПЛАНКТОНА В ПЕРИОД ВЕСЕННЕГО ПРОГРЕВАНИЯ ВОДОЕМА

Б. О. Цыденов

Томский государственный университет

В данной работе представлены результаты численного моделирования динамики биомасс планктона в период развития весеннего

речного термобара в оз. Камлупс (Британская Колумбия, Канада) на основе «нутриент – фитопланктон – зоопланктон» модели Франкса и др. Преимуществом разработанной модели является учет суточной изменчивости атмосферных характеристик (температуры воздуха, относительной влажности, атмосферного давления, облачности), воздействующих на водную поверхность.

Весной и осенью в озерах умеренных широт возникает *термобар* – природное явление, представляющее собой узкую зону, в которой происходит погружение воды, имеющей наибольшую плотность, от поверхности до дна. Он оказывает огромное влияние на экосистему озера, так как создает препятствие для горизонтального водообмена между циркуляционными потоками с разными характеристиками воды (температурой, минерализацией и т. д.) и формирует барьер между областями с благоприятными (с теплой водной массой) и менее благоприятными (с холодной водной массой) условиями для роста планктонных сообществ.

Целью настоящей работы является разработка математической модели на основе «нутриент – фитопланктон – зоопланктон» модели [Franks et al., 1986] с учетом суточной изменчивости атмосферных параметров, а также численное воспроизведение распределения биологических компонентов, составляющих планктон, во время весенней эволюции термобара на примере канадского оз. Камлупс.

Перенос биомасс планктона в 2.5D математической модели описывается с помощью конвективно-диффузионных уравнений вида

$$\frac{\partial \Psi}{\partial t} + \frac{\partial u \Psi}{\partial x} + \frac{\partial w \Psi}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \Psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) + S_{\Psi},$$

где Ψ – концентрация биологического компонента (нутриента, фитопланктона, зоопланктона); S_{Ψ} – источниковый член для соответствующей составляющей, которая представляет результат взаимодействия с остальными компонентами биологической модели. Для численного исследования динамики планктонных популяций в данной работе используется модель «нутриент (N) – фитопланктон (P) – зоопланктон (Z)» [Franks et al., 1986]. **Расчетные формулы, опреде-**

ляющие значения источниковых членов в $N-P-Z$ модели, представлены в табл. 1.

Интенсивность питания зоопланктона I в модели основана на формулировке Мейзо и Пуле [Mayzaud, Poulet, 1978] с модификацией Франкса и др. [Franks et al., 1986]:

Таблица 1. Взаимодействие фитопланктона (P), зоопланктона (Z) и нутриента (N)

Обозначение	Расчетная формула
S_p	$(G - m_p)P - IZ$
S_z	$[(1 - \gamma)I - m_z]Z$
S_N	$(-G + m_p)P + (\gamma I + m_z)Z$

$$I = R_m A P (I - e^{-AP}).$$

Переменная G представляет скорость первичного продуцирования фитопланктона и рассчитывается по формуле

$$G = V_m e^{-\eta d} [N/(N+k_s)].$$

Параметры, связанные с вычислением биологических компонентов в модели планктона, приведены в табл. 2 [Holland et al., 2003].

Таблица 2. Значения параметров «нутриент – фитопланктон – зоопланктон» модели

Параметр	Наименование	Значение
V_m	Максимальная скорость роста фитопланктона	2,0 сутки ⁻¹
η	Коэффициент ослабления света	0,1 м ⁻¹
k_s	Константа полунасыщения для поглощения питательных веществ	0,2 ммоль N м ⁻³
m_p	Смертность фитопланктона	0,1 сутки ⁻¹
R_m	Максимальная интенсивность питания зоопланктона	0,5 сутки ⁻¹
A	Константа Ивлева для питания зоопланктона	0,5 ммоль N м ⁻³
γ	Доля неусвоенного питания зоопланктона	0,3
m_z	Смертность зоопланктона	0,2 сутки ⁻¹

Следует заметить, что размерность некоторых параметров (k_s, A) в табл. 2 указана в единицах азота, т. е. символ N в [ммоль N м⁻³] обозначает химический элемент «азот».

Математическое моделирование нестационарного течения в глубоководном озере проводится путем численного решения системы уравнений (уравнений неразрывности, количества движения, энер-

гии, турбулентных характеристик) термогидродинамической модели [Tsydenov et al., 2015], замыкание которой осуществляется с помощью двухпараметрической $k-\omega$ модели Уилкокса или же алгебраических соотношений для коэффициентов турбулентной диффузии [Цыденов, Старченко, 2014]. Пространственно-временное распределение планктона рассчитывается посредством сопряжения термогидродинамической модели с биологической моделью, представленной выше. Решение задачи основано на методе конечного объема, согласно которому скалярные величины (концентрация фитопланктона, зоопланктона, нутриента, теплофизические характеристики воды и т. д.) определяются в центре сеточной ячейки, в то время как компоненты вектора скорости – в средних точках на границах ячеек. Численный алгоритм нахождения поля течения и температуры опирается на разностную схему Кранка – Николсона. Конвективные слагаемые в уравнениях аппроксимируются по противопотоковой схеме QUICK [Leonard, 1979] второго порядка. Системы разностных уравнений на каждом шаге по времени решаются методом релаксации.

В качестве исследуемой области выбрано вертикальное сечение оз. Камлупс [John et al., 1976], соответствующее направлению впадения р. Томпсон, начало системы координат совпадает с устьем реки (рис. 1, а). Оз. Камлупс находится на юго-западе Канады (провинция Британская Колумбия) в 340 км северо-восточнее Ванкувера и расположено между $50^{\circ}26' - 50^{\circ}45'$ с. ш. и $120^{\circ}03' - 120^{\circ}32'$ з. д. Расчетная область имеет протяженность 10 км и глубину 138 м (рис. 1, б).

Начальное распределение температуры в оз. Камлупс имеет постоянное значение, равное $2,4^{\circ}\text{C}$, в то время как температура воды в реке соответствует $3,6^{\circ}\text{C}$ и нагревается на $0,2^{\circ}\text{C}$ в сутки [Holland et al., 2003]. Река Томпсон впадает в озеро со скоростью $0,01$ м/с, минерализация воды в озере и в реке составляет $0,1$ г/кг. Начальная концентрация фитопланктона, зоопланктона и нутриента составляет $1,0$, $1,0$ и $4,0$ ммоль N м^{-3} соответственно [Holland et al., 2003]. Расчетная область (рис. 1, б) покрывается равномерной ортогональной сеткой с шагами $h_x = 25$ м и $h_z = 3$ м. Шаг по времени – 60 с.

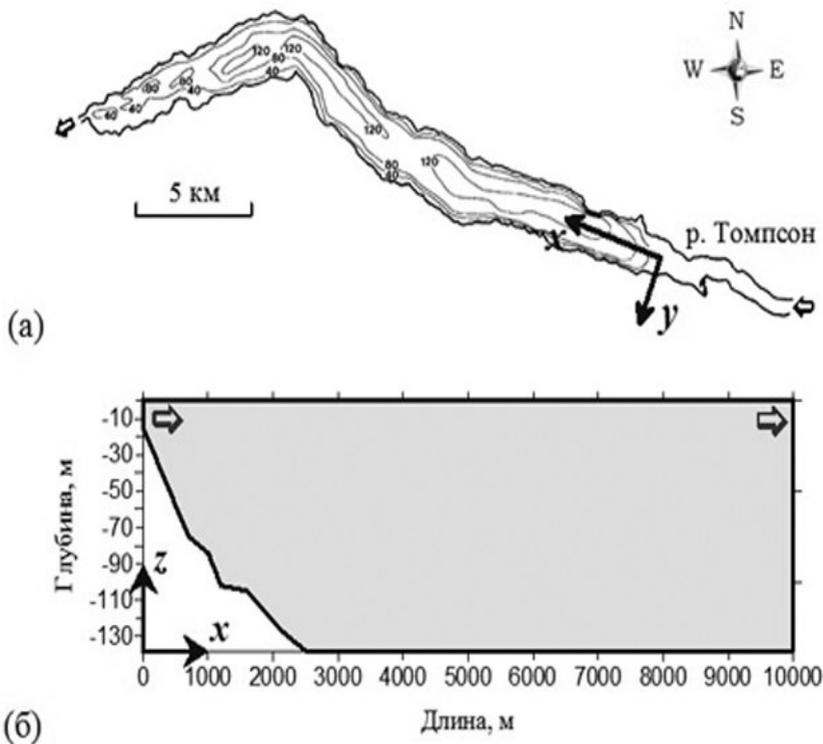


Рис. 1. Морфометрия оз. Камлупс:

а – батиметрия оз. Камлупс; б – вычислительная область (продольное сечение)

Разработанная математическая модель позволяет учитывать суточную изменчивость метеорологических факторов, воздействующих на водную поверхность озера. В качестве атмосферных данных выступает информация о температуре воздуха, относительной влажности, атмосферном давлении, облачности из архива погодных условий метеостанции г. Камлупс в период с 01.04.2015 по 30.04.2015 г. (<http://climate.weather.gc.ca>). На основе этих сведений рассчитаны значения коротковолновой и длинноволновой радиации, потоков скрытого и чувствительного тепла (рис. 2) по модели № 3 из [Tsydenov, Starchenko, 2015].

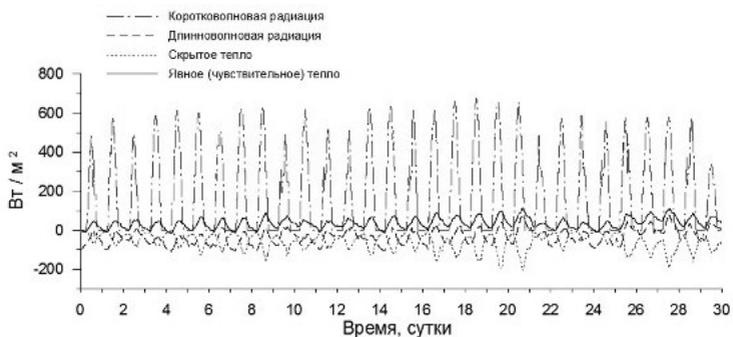


Рис. 2. Компоненты тепловых потоков, рассчитанные на основе атмосферных данных метеорологической станции г. Камлупс в период с 01.04.2015 по 30.04.2015 г. (местное стандартное время)

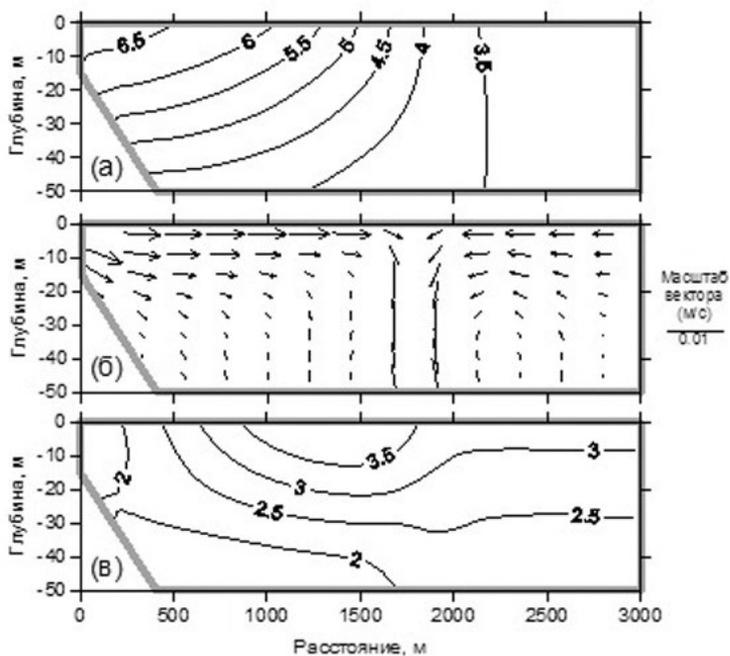


Рис. 3. Изотермы [°C] (а); векторное поле скорости [м/с] (б); концентрация фитопланктона [ммоль N м⁻³] (в) на 16-е сутки моделирования

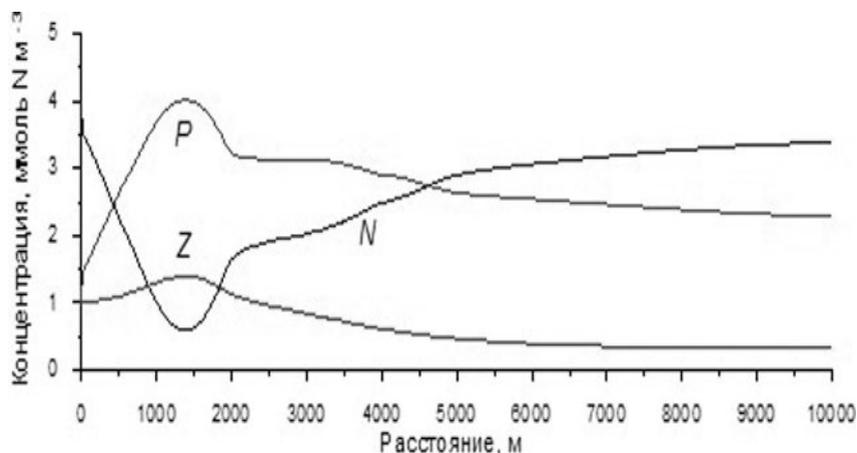


Рис. 4. Профили концентрации нутриента (N), фитопланктона (P) и зоопланктона (Z) и на глубине 4,5 м, полученные на 16-е сутки моделирования

Изолиния температуры воды $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (рис. 3, а) и векторное поле скорости течения (рис. 3, б) свидетельствуют о том, что на 16-е сутки от начала вычислительного эксперимента термобар располагается на расстоянии приблизительно 1,7 км от устья р. Томпсон. Видно, что на месте существования термобара происходит погружение воды максимальной плотности, которое инициирует циркуляционное движение в теплоинертной области (справа фронта термобара). Согласно $N-P-Z$ модели активный рост фитопланктона (рис. 3, в, рис. 4) наблюдается в поверхностном слое водной толщи в окрестности температуры максимальной плотности. Важно заметить, что наибольшая концентрация фитопланктона сосредоточена не на месте расположения термобара, а на расстоянии 1,4 км от устья реки в теплоактивной области с более высокой температурой воды. Профили распределения биологических компонентов на поверхности озера (рис. 4) указывают на истощение нутриента (питательных веществ) вследствие увеличения популяции фитопланктона. Обильная растительная среда положительно влияет на численность зоопланктона (рис. 4).

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-31-60041 мол_а_дк.

Литература

Цыденов Б. О., Старченко А. В. Применение двухпараметрической $k-\omega$ модели турбулентности для исследования явления термобара // Вестн. Том. гос. ун-та. Математика и механика. 2014. № 5 (31). С. 104–113.

Franks P. J. S., Wroblewski J. S., Flierl G. R. Behavior of a simple plankton model with food-level acclimation by herbivores // Marine Biology. 1986. V. 91. P. 121–129.

Holland P. R., Kay A., Botte V. Numerical modelling of the thermal bar and its ecological consequences in a river-dominated lake // J. Mar. Syst. 2003. V. 43, N 1–2. P. 61–81.

John B. E. St., Carmack E. C., Daley R. J. et al. The limnology of Kamloops Lake, B.C. Vancouver. 1976. 167 p.

Leonard B. A. Stable and accurate convective modeling procedure based on quadratic upstream interpolation // Computer methods in applied mechanics and engineering. 1979. V. 19, N 1. P. 59–98.

Mayzaud P., Poulet S. A. The importance of the time factor in the response of zooplankton to varying concentrations of naturally occurring particulate matter // Limnol. Oceanogr. 1978. V. 23, N 6. P. 1144–1154.

Tsydenov B. O., Kay A., Starchenko A. V. Numerical modelling of pollutant propagation in Lake Baikal during the spring thermal bar // Procedia Computer Science. 2015. V. 51. P. 2658–2662.

Tsydenov B. O., Starchenko A. V. To the selection of heat flux parameterization models at the water-air interface for the study of the spring thermal bar in a deep lake / Proc. SPIE 9680, 21st International Symposium Atmospheric and Ocean Optics: Atmospheric Physics. 2015. P. 1–8.

MODELLING OF PLANKTON BIOMASS DYNAMICS DURING SPRING HEATING OF A WATERBODY

B. O. Tsydenov

Tomsk State University

The work presents the results of numerical modelling of plankton biomass dynamics during the evolution of the spring riverine thermal bar in Kamloops Lake, British Columbia, Canada. The investigation of hydrobiological processes was carried out using the nutrient–phytoplankton–zooplankton model of Franks et al. The developed mathematical model takes into account the diurnal variability of the heat fluxes on the surface of the water body.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕЖГОДОВОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЗНАЧЕНИЙ pH И ПРОЗРАЧНОСТИ ВОДЫ В МАЛЫХ ЛЕСНЫХ ОЗЕРАХ ВОСТОЧНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ ОСТРОВА ВАЛААМ С ЗАБОЛОЧЕННЫМ ВОДОСБОРОМ

М. С. Шабан, А. Б. Степанова

Российский государственный гидрометеорологический университет

В работе приведен анализ значений прозрачности воды и pH в трех лесных озерах с малой площадью зеркала (0,6–2,8 га). Озера характеризуются крайне низкими значениями прозрачности воды и межгодовой стабильностью этого показателя. При этом водоемы существенно различаются по значениям активной реакции среды. Ее межгодовая изменчивость для всех озер определяется количеством осадков и характером их выпадения. Площадь водосбора и его структура оказывают влияние на значения исследованных параметров, в значительной степени определяя масштаб их изменчивости. Сфагновое болото на водосборе выполняет буферную функцию, однако при значительной площади способствует возникновению крайне низких значений pH (<5) в годы с высоким количеством осадков.

Химический состав воды озер в значительной степени определяется характером водосбора, его геоморфологическим строением, интенсивностью водообмена и антропогенным воздействием. Как подчеркивал Л. Л. Россолимо, аккумуляция веществ в водных экосистемах – функция водосборного бассейна и морфологии котловины [Россолимо, 1964]. Исследования межгодовой изменчивости позволяют дать оценку диапазонов значений лимнологических параметров. Исследование взаимодействий в системе озеро – водосбор позволяет получить количественные оценки влияния различных характеристик ландшафта на превращения вещества и энергии в озерах. В первую очередь, это относится именно к малым озерам, влияние водосборных площадей которых на характер и скорость протекания внутриводоемных процессов наиболее ощутимо.

Озерность Карелии достигает 12,5 %, здесь насчитывается более 60 тыс. озер, преимущественно малых, из них около 1,3 тыс. озер с площадью от 1 до 10 км² [Григорьев и др., 1965]. В данном исследовании уделяется внимание прозрачности воды, которая в малых лесных озерах гумидной зоны отражает содержание органического вещества аллохтонного происхождения [Китаев, 1984], а также показателю рН, который в свою очередь чувствителен к ряду структурных характеристик водосбора, таких как наличие сфагновых верховых и переходных болот. Поступление органических и неорганических веществ в водоемы в основном определяется водопроницаемостью и водоудерживающей способностью почв, от которых зависят размеры поверхностного стока и испарения. Изучение озер, расположенных в пределах одного ландшафта, дает возможность уделить внимание изменчивости параметров в небольшом географическом масштабе.

Основные задачи работы:

1. Дать сравнительный анализ значений и особенностей распределения прозрачности воды и рН в исследованных озерах;
2. Провести анализ межгодовой изменчивости этих параметров;
3. Выявить влияние важнейших характеристик водосбора на значения исследованных параметров в озерах.

Валаамский архипелаг, расположенный в северной части Ладожского озера, характеризуется большим разнообразием микроландшафтов (здесь выделено 400 типов ландшафтных фаций). Лесами покрыто 80 % территории архипелага, преобладающие породы – ель и сосна, здесь выделено более 25 типов леса, 14 типов почв [Кучко, 1983; Степанова, 2013]. Естественные почвы представлены следующими основными типами: примитивными, подбурами, буроземами, подзолистыми, болотно-подзолистыми, дерново-глеевыми и болотными, они характеризуются малой мощностью (особенно первые три разновидности) и кислой реакцией среды [Матинян, 1999].

На о. Валаам, площадь которого 27,8 км², расположено 9 малых лесных озер. С 1999 г. Валаамский архипелаг имеет статус Природного парка регионального подчинения (Республика Карелия). Для исследования выбрано три малых озера, расположенных на восточном

побережье о. Валаам. По проведенной ранее классификации данные озера относятся к следующим типам: оз. Германовское – к кислотным полигумозным мезополижелезистым; оз. Антониевское – к слабокислым мезополигумозным мезожелезистым, а оз. Витальевское – нейтральным мезополигумозным полижелезистым водоемам [Степанова и др., 2009]. Основные морфометрические параметры озер и ряд структурных характеристик их водосборов приведены в табл. 1.

Таблица 1. Основные морфометрические показатели, ряд структурных характеристик исследованных озер [Степанова и др., 2009, с изменениями]

Озеро	F, га	h_{\max} , м	Объем V, м ³	F _{вод} , га	ΔF	F – % заболоченного леса
Антониевское	2,8	3,5	42 300	58	21	4*
Витальевское	0,6	1,5	19 057	50,24	105	< 1
Германовское	1,0	3,6	3500	27,8	28	9*

Примечание. F – площадь водного зеркала, h_{\max} – максимальная глубина, F_{вод} – площадь водосбора, ΔF – удельный водосбор; * – данные получены в процессе геоботанического описания водосбора.

Растительный покров на водосборе оз. Антониевского, отличающегося самой большой площадью водосбора, характеризуется значительной мозаичностью. Здесь описано 6 основных типов леса, преобладают сосняки и сосно-ельники чернично-сфагновые. Водосбор оз. Витальевского, несмотря на сходную по абсолютным значениям площадь, характеризуется большей однородностью растительности, с преобладанием ельников и сосно-ельников чернично-сфагновых. Последний тип леса также доминирует и на водосборе оз. Германовского, где описано еще два типа леса. Озеро окружено переходным верховым сфагновым болотом, переходящим в заболоченные участки леса [Комолова и др., 2015]. Как видно из табл. 1, два других озера отличаются существенно меньшими значениями заболоченности водосбора. Небольшие заболоченные участки елово-соснового леса располагаются мозаично в северной и южной частях водосбора оз. Антониевского, тогда как для оз. Витальевского – мозаично по всему водосбору. Почвенный покров водосборов

исследуемых озер представлен почти всеми типами естественных почв, обнаруженных на Валааме. Формирующиеся на водосборных территориях почвы одного и того же типа различаются только мощностью профиля и интенсивностью почвообразующих процессов, зависящих от соотношения поступления растительных и животных остатков в почву и их преобразования.

Работа выполнена на базе Учебно-научной станции РГТМУ на о. Валаам, в ее основу положены ряды данных по показателям прозрачности воды и рН в поверхностных горизонтах за июнь и сентябрь с 2004 по 2015 г. (база данных «Малые озера Валаамского архипелага»). В анализ включены данные по мониторинговым станциям, расположенным в точках с максимальными глубинами озер, интервал отбора проб – один раз в месяц. Для анализа использованы метеорологические данные, предоставленные СЗ УГМС за теплый период года (май – сентябрь), – среднемесячные значения количества осадков и температуры воздуха.

При сравнении среднесуточных значений параметров в июне и сентябре хорошо видно, что эти периоды практически не отличаются по рН и существенно отличаются по прозрачности воды (табл. 2). Это связано с разбавлением водной массы озер вследствие поступления значительного объема талых вод в конце апреля – мае. Наиболее существенные различия между значениями прозрачности воды показаны для оз. Витальевского, характеризующегося самым большим значением удельного водосбора. Наименьшие различия между началом и концом «теплого» периода года показаны для оз. Антониевского. Это, видимо, связано с тем, что водная масса этого озера представляет собой более устойчивый к воздействию стока объем воды, площадь водоема отличается от оз. Германовского в 2,7 раза, от оз. Витальевского – в 5 раз, а его объем – в 2 и 12 раз соответственно.

Анализ значений рН показал, что для озер Германовского и Витальевского характерны относительно небольшие диапазоны значений этого параметра (рис. 1). Для оз. Антониевского они несколько шире, минимальное значение рН 5,4 (июнь 2004 г.) и максимальное значение 6,8 (июнь 2011 г.). В целом хорошо видно, что для

водоема переходного болота оз. Германовского преобладают значения рН ниже 5,5 (мода – 5,2). Экстремально низкое значение – 4,5 (сентябрь, 2004 г.). Для оз. Витальевского в целом характерны более высокие значения рН – минимальное значение 6,3 в сентябре 2004 г., максимальное значение 7,2 в июне 2005 г.

Таблица 2. Среднегодовое значения прозрачности воды (SD) и рН в поверхностном слое и средние по модулю значения отклонений по данным съемок за июнь и сентябрь 2004–2015 гг.

Озеро	рН			SD, м		
	X _{ср} 06	X _{ср} 09	Δ	X _{ср} 06	X _{ср} 09	Δ
Германовское	5,1	5,2	0,1	0,87	0,64	0,23
Витальевское	6,6	6,6	0	0,82	0,54	0,28
Антониевское	6,3	6,3	0	1,20	1,08	0,12

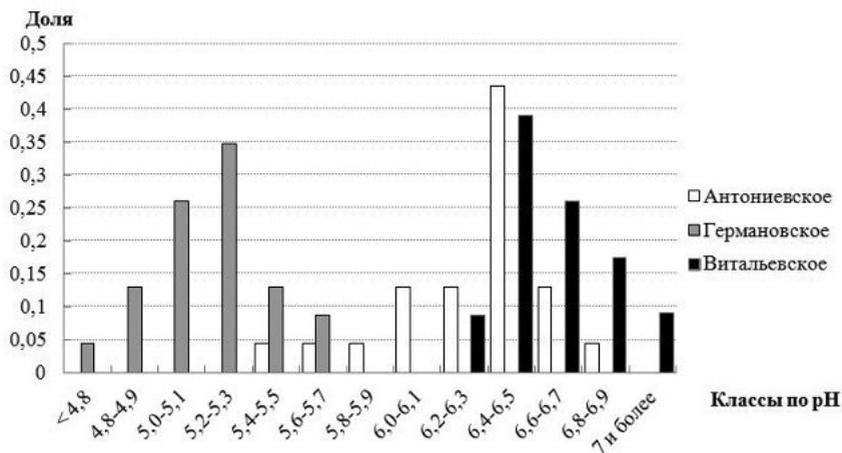


Рис. 1. Ранговое распределение значений параметра рН в поверхностном горизонте по съемкам за сентябрь, 2004–2015 гг.

Как видно на рис. 2 и в табл. 2, все озера попадают в класс с очень низкой прозрачностью воды [Китаев, 1984]. Наиболее широкие диапазоны и наибольшие средние значения прозрачности воды характерны для оз. Антониевского; максимальное значение этого показателя достигает здесь 1,5 м (сентябрь, 2008 г.). Для озер Германовского и Витальевского характерны более узкие диапазоны изме-

нения прозрачности, ее максимальное значение для этих водоемов 1 м. Минимальное значение отмечено в оз. Витальевском – 0,4 м в сентябре 2012 г.

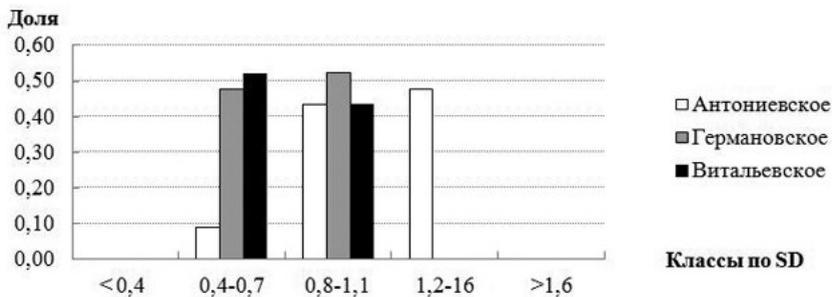


Рис. 2. Распределение значений параметра прозрачности воды (м) по съемкам за сентябрь, 2004–2015 гг.

Анализ межгодовой изменчивости значений рН показал, что осадки в значительной степени определяют изменчивость этого параметра во всех озерах. В годы с количеством осадков в «теплый» период (май – сентябрь) больше климатической нормы на 100 мм и более наблюдаются существенные отрицательные отклонения (больше 0,2). Был проведен корреляционный анализ между показателями рН в поверхностном слое за сентябрь и суммарным количеством осадков за «теплый» период года. Для всех озер получены высокие достоверные коэффициенты корреляции (не менее 0,58), при этом максимальное его значение 0,78 отмечено для оз. Германовского. С нашей точки зрения, это связано с присутствием на его водосборе обширного по площади переходного болота. Как видно на рис. 3, минимальное значение рН отмечено в 2004 г., несмотря на то что в 2012 г. общее количество осадков было выше (180 и 201 % от климатической нормы соответственно). Вероятно, это связано с тем, что существенное влияние оказывает не только общее количество осадков, но и интенсивность их выпадения. Превышения климатической нормы в теплый период в 2012 г. связаны с тремя отдельными случаями выпадения ливневых осадков в июле и августе, в каждый из которых выпало более половины месячной нормы осадков. Почвы переходного болота благодаря высокой влагоемкости

выполняют роль буфера, однако при постоянном равномерном поступлении осадков (как это было в 2004 г.) болото наполняется водой и водообмен между болотными водами и озером усиливается; это приводит к возникновению экстремально низких значений рН.

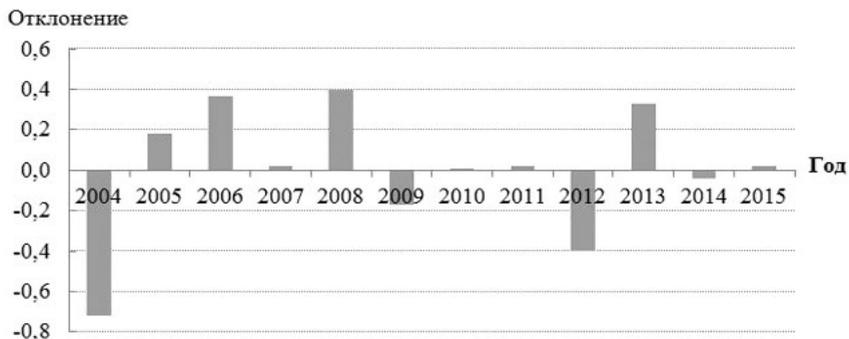


Рис. 3. Отклонения значений рН от среднееголетних значений в оз. Германовском по данным съемок за сентябрь, 2004–2015 гг.

Прозрачность воды в озерах Антониевском и Германовском характеризуется значительной стабильностью. Только для оз. Витальевского получен достоверный коэффициент корреляции (0,71) между показателями прозрачности воды и суммарным количеством осадков. Как видно на рис. 4, максимальное отрицательное отклонение было отмечено в 2012 г. Возможно, это связано с тем, что

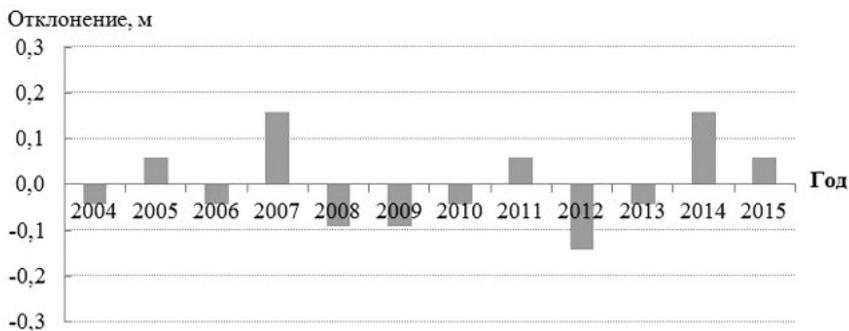


Рис. 4. Отклонения значений прозрачности воды (м) от среднееголетних значений в оз. Витальевском по данным съемок за сентябрь, 2004–2015 гг.

водоем характеризуется самым высоким значением удельного водосбора, болото вокруг озера отсутствует, что способствует активному поверхностному стоку после интенсивных ливневых осадков.

Таким образом, показатели удельного водосбора, его ландшафтная структура оказывают существенное влияние на значения рН и прозрачности воды, определяя масштабы их межгодовой изменчивости, обусловленные влиянием метеорологических факторов, важнейшими из которых являются осадки. Описанные различия в объеме водной массы также оказывают влияние на диапазоны значений изученных параметров. Проведенное исследование дает представление о масштабах изменчивости лимнологических параметров в естественных условиях для озер со столь небольшой площадью зеркала.

Литература

Григорьев С. В., Фрейндлинг В. А., Харкевич Н. С. Озера и реки Карелии и их особенности // Фауна озер Карелии. М.; Л.: Наука, 1965. С. 21–42.

Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.

Комолова С. А., Степанова А. Б., Кузьмина Е. Ю. и др. Участие сфагновых мхов в формировании растительного покрова водосбора оз. Германовское (о. Валаам) // Новости систематики высших растений. 2015. Т. 49. С. 328–344.

Кучко А. А. Леса Валаама и их значение // Природные комплексы Валаама и воздействие на них рекреации. Петрозаводск, 1983. С. 5–33.

Матинян Н. Н., Урусевская И. С. Почвы острова Валаам. СПб.: СПбГУ, 1999. С. 1–31.

Россолимо Л. Л. Основы типизации озер и лимнологического районирования // Накопление вещества в озерах. М.: Наука, 1964. С. 5–46.

Степанова А. Б. Природа Валаама и ее исследования // Влияние изменений климата и опасных природных явлений на природопользование Европейского Севера / Под ред. Н. С. Касимова, Л. Н. Карлина. СПб.: РГГМУ, 2013. С. 10–23.

Степанова А. Б., Шарафутдинова Г. Ф., Воякина Е. Ю. Гидрохимические особенности малых озер о. Валаам // Учен. зап. РГГМУ. 2009. № 11. С. 143–155.

**COMPARATIVE ANALYSIS OF THE INTERANNUAL pH
VALUE VARIABILITY AND WATER TRANSPARENCY
IN THE FOREST LAKELETS WITH SLUMPY WATER COLLECTION
ON THE EASTERN SHORE OF VALAAM ISLAND**

M. S. Shaban, A. B. Stepanova

Russian State Hydrometeorological University

The paper presents the analysis of pH value and water transparency in three forest lakes with a small water surface area (0.6–2.8 ha.). The lakes are characterized by extremely low values of water transparency and essential inter-annual stability of this parameter. At the same time, the lakes are differentiated by pH values. The inter-annual variability of pH value is defined by the amount of precipitation and its regime for all the lakes. The structure and size of water collection area exert an impact on values of the parameters, substantially determining the scale of their variability. The sphagnum swamp on the water collection land performs the buffer function; however, if it has a really significant area, it promotes the emergence of extremely low pH values (<5) in the years with a high amount of precipitation.

Научное издание

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ:
ИЗУЧЕНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ**
(ЛИМНОЛОГИЧЕСКАЯ ШКОЛА-ПРАКТИКА)

МАТЕРИАЛЫ
V МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ
(5–8 сентября 2016 г.)

Том 2

*Утверждено к печати Ученым советом
Института водных проблем Севера
Карельского научного центра РАН*

*В оформлении обложки использованы фотоматериалы, предоставленные
А. А. Рогалевым, И. Ю. Георгиевским, А. В. Толстиковым*

Редактор *Л. В. Кабанова*
Оригинал-макет *М. И. Федорова*

Сдано в печать 01.07.16 г. Формат 60x84^{1/16}.
Гарнитура Times. Печать офсетная.
Уч.-изд. л. 21,0. Усл. печ. л. 24,2. Тираж 300 экз. Заказ № 373

Карельский научный центр РАН
Редакционно-издательский отдел
185003, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, 50